NGUYỄN UYÊN

Kỹ thuật địa môi trường

NHÀ XUẤT BẢN XÂY DỰNG



NGUYỄN UYÊN

KỸ THUẬT ĐỊA MÔI TRƯỜNG

NHÀ XUẤT BẢN XÂY DỰNG
HÀ NỘI - 2004

LỜI GIỚI THIỆU

Trong những năm gần đây, cùng với sự tăng dân số là các phát triển như vũ bão về công nghiệp, phát triển đô thị, sử dụng các nguồn năng lượng, tài nguyên khác nhau. Sự phát triển ở một lĩnh vực này có tác động đến các lĩnh vực khác. Hậu quả của sự phát triển dân số và kinh tế đáng báo động là các chất thải tạo ra quá lớn, thường không xử lí hoặc xử lí chưa đúng mức đã gây ra sự ô nhiễm môi trường sinh thái, ảnh hưởng lớn đến sức khoẻ con người.

Để bảo vệ môi trường trước tình trạng ô nhiễm đó, một ngành khoa học mới ra đời đó là ***Kĩ thuật địa môi trường*** *- ngành khoa học này sử dụng tổng hợp các kiến thức của các ngành khoa học truyền thống đã có như địa chất, địa chất công trình, kĩ thuật môi trường, hoá kĩ thuật, thuỷ công, quản lý nguồn nước... (bởi vì chỉ riêng từng ngành khoa học đó không thể đáp ứng được). Kĩ thuật địa môi trường là ngành khoa học nghiên cứu tất cả các yếu tố liên quan đến các vấn đề môi trường ở mặt đất, cũng như ở dưới đất, cũng như các giải pháp kĩ thuật khống chế ô nhiễm thích hợp. Nó áp dụng các nguyên lí khoa học và kĩ thuật để phân tích sự hình thành các chất ô nhiễm, sự vận chuyển của nước, chất ô nhiễm và năng lượng qua địa môi trường, thiết kế và thực hiện các dự án xử lí, cải tạo, sử dụng lại hay lưu giữ các chất thải.*

Cuốn sách được dùng để giảng dạy ở bậc đại học, trên đại học cho các ngành môi trường, xây dựng, địa chất công trình - địa chất thuỷ văn, khai thác mỏ, sinh hoá... và là sách tham khảo cho các nhà khoa học, kĩ sư thực hành thuộc các ngành nêu trên. Khi sử dụng, người đọc đã được trang bị các kiến thức đại học của các môn học: toán học, hoá học, địa chất công trình, địa chất thuỷ văn, cơ học đất, quản lí chất thải.

Nguyễn Uyên
Trường Đại học Thuỷ lợi Hà Nội

MỞ ĐẦU

0.1. KHÁI NIỆM VỀ HỆ SINH THÁI, MÔI TRƯỜNG

0.1.1. Hệ sinh thái

Sinh vật và thế giới vô sinh xung quanh có quan hệ khăng khít với nhau và thường xuyên có tác động qua lại, được đặc trưng bằng những dòng năng lượng tạo nên cấu trúc dinh dưỡng xác định. Sự đa dạng về loài và chu trình tuần hoàn vật chất (trao đổi chất giữa các phần tử hữu sinh và vô sinh) trong một hệ thống, được gọi là *hệ sinh thái*. Khoa học nghiên cứu về mối quan hệ giữa sinh vật và môi trường sống của chúng và giữa chúng với nhau gọi là sinh thái học.

Về mặt cơ cấu, hệ sinh thái có 6 thành phần chia thành hai nhóm như sau:

a) Thành phần vô sinh: gồm các chất vô cơ (C, N, CO_2, H_2O, O_2...) tham gia vào chu trình tuần hoàn vật chất, các chất hữu cơ (protein, gluxit, lipit, mùn...), chế độ khí hậu (nhiệt độ, ánh sáng, độ ẩm và các yếu tố vật lí khác...).

b) Thành phần hữu sinh: gồm các sinh vật sản xuất (sinh vật tự dưỡng, chủ yếu là cây xanh), sinh vật lớn tiêu thụ hoặc sinh vật ăn sinh vật, sinh vật bé tiêu thụ hoặc các sinh vật hoại sinh (vi khuẩn, nấm...).

Trong hệ sinh thái thường xuyên có vòng tuần hoàn vật chất đi từ môi trường ngoài vào cơ thể sinh vật, từ sinh vật này sang sinh vật khác, rồi lại từ sinh vật ra môi trường ngoài. Vòng tuần hoàn này được gọi là vòng sinh địa hoá. Có vô số vòng tuần hoàn vật chất. Do nhu cầu tồn tại và phát triển, sinh vật cần tới khoảng 40 nguyên tố khác nhau để xây dựng nên nguyên sinh chất cho bản thân mình. Dòng năng lượng xảy ra đồng thời với vòng tuần hoàn vật chất ở hệ sinh thái. Năng lượng cung cấp cho hoạt động của tất cả các hệ sinh thái trên quả đất là nguồn năng lượng mặt trời.

Các thành phần của hệ sinh thái luôn luôn bị tác động của các yếu tố môi trường, được gọi là các yếu tố sinh thái. Yếu tố sinh thái gồm 3 loại:

- Yếu tố vô sinh như nhiệt độ, độ ẩm, ánh sáng, áp suất khí quyển... tạo nên điều kiện sống cho vi sinh vật và ảnh hưởng trực tiếp đến sự tồn tại và phát triển của chúng.

- Yếu tố sinh vật đặc trưng bằng các dạng quan hệ hoặc tác động qua lại của các sinh vật: quan hệ cộng sinh, kí sinh hoặc đối kháng.

- Yếu tố nhân tạo là các hoạt động của con người: công nghiệp, nông nghiệp, giao thông... giống như một yếu tố địa lí, tác động trực tiếp tới hoạt động sống của sinh vật hay làm thay đổi điều kiện sống của chúng.

Cân bằng sinh thái là trạng thái ổn định trong đó các thành phần sinh thái ở điều kiện cân bằng tương đối và cấu trúc toàn hệ không bị thay đổi. Dưới tác động của các yếu tố sinh thái, mức độ ổn định này có thể bị biến đổi.

Các hệ sinh thái tự nhiên đều có khả năng tự điều chỉnh riêng, đó là khả năng thích nghi khi bị ảnh hưởng của một yếu tố sinh thái nào đó để phục hồi trở lại trạng thái ban đầu. Đó là trạng thái cân bằng động. Nhờ sự tự điều chỉnh mà các hệ sinh thái tự nhiên giữ được ổn định mỗi khi chịu tác động của nhân tố ngoại cảnh.

Ô nhiễm là hiện tượng do hoạt động của con người dẫn đến sự thay đổi các yếu tố sinh thái ra ngoài giới hạn sinh thái của cá thể, quần thể và quần xã... Con người đã gây nên nhiều loại ô nhiễm (hoá học, vật lí, sinh học) cho các loài sinh vật (kể cả con người). Muốn kiểm soát được ô nhiễm môi trường còn phải biết được giới hạn sinh thái của cá thể, quần thể và quần xã đối với từng yếu tố sinh thái. Xử lí ô nhiễm có nghĩa là đưa các yếu tố sinh thái trở về giới hạn sinh thái đã xác định. Muốn xử lí tốt cần phải biết cấu trúc và chức năng của hệ sinh thái, nguyên nhân làm cho các yếu tố sinh thái vượt ra ngoài giới hạn thích ứng. Đó là nguyên lí sinh thái cơ bản được vận dụng vào việc bảo vệ môi trường và sử dụng hợp lí tài nguyên thiên nhiên.

0.1.2. Môi trường

Môi trường là tập hợp tất cả các thành phần của thế giới vật chất bao quanh có khả năng tác động đến sự tồn tại và phát triển của mỗi sinh vật. Môi trường sống của con người - môi trường nhân văn là tổng hợp các điều kiện vật lí, hoá học, kinh tế, xã hội bao quanh và có ảnh hưởng đến sự sống và phát triển của từng cá nhân và của những cộng đồng con người. Môi trường sống của con người là cả vũ trụ bao la, trong đó có hệ mặt trời và quả đất là bộ phận có ảnh hưởng trực tiếp và rõ rệt nhất. Trong môi trường sống này luôn luôn tồn tại sự tương tác giữa thành phần vô sinh và hữu sinh.

Các quyển có liên quan đến môi trường sống của quả đất gồm có:

- *Thạch quyển* (vỏ quả đất): có độ dày trung bình 35km. Thành phần hoá học, tính chất vật lí của thạch quyển tương đối ổn định và ảnh hưởng lớn đến sự sống trên quả đất.

- *Thuỷ quyển* (quyển nước): bao gồm đại dương, sông, hồ, suối, nước dưới đất... Thuỷ quyển đóng vai trò không thể thiếu được trong việc duy trì cuộc sống con người, sinh vật và cân bằng khí hậu toàn cầu.

- *Khí quyển:* lớp không khí tầng đối lưu bao quanh quả đất. Khí quyển đóng vai trò cực kì quan trọng trong việc duy trì sự sống và quyết định tính chất khí hậu, thời tiết toàn quả đất.

- *Sinh quyển:* nơi sinh sống của các sinh vật, thường ở lớp trên cùng của thạch quyển, trong thuỷ quyển.

Theo mục đích và nội dung nghiên cứu, môi trường sống của con người được chia thành:

- *Môi trường thiên nhiên:* bao gồm các nhân tố tự nhiên: vật lí, hoá học, sinh học, tồn tại khách quan ngoài ý muốn của con người, hoặc ít chịu sự chi phối của con người.

- *Môi trường xã hội:* bao gồm các mối quan hệ giữa người và người.

- *Môi trường nhân tạo:* bao gồm những nhân tố vật lí, sinh học, xã hội do con người tạo nên và chịu chi phối của con người.

Ba loại môi trường này tồn tại cùng nhau, xen lẫn vào nhau và tương tác chặt chẽ.

0.2. CÁC TÁC ĐỘNG CỦA CON NGƯỜI ĐỐI VỚI MÔI TRƯỜNG

Các hoạt động chính làm nhiễm bẩn và gây tác hại đối với môi trường có thể được phân ra như sau:

0.2.1. Khai thác tài nguyên

Việc khai thác gỗ và các loại sinh vật của rừng dẫn đến việc tàn phá rừng, thay đổi cấu trúc thảm thực vật trên hành tinh. Hậu quả dẫn đến thay đổi chế độ và chu trình chất khí, hàm lượng CO_2 tăng và O_2 giảm, nhiệt độ không khí cũng có xu hướng tăng theo, hiện tượng xói mòn và cuốn trôi đất làm độ màu mỡ của đất rừng bị giảm, nước nguồn bị nhiễm bẩn phù sa, chế độ dòng chảy của sông ngòi thay đổi...

Các ngành công nghiệp khai khoáng, khai thác dầu mỏ... đã đưa một lượng lớn phế thải, các chất độc hại... từ lòng đất vào sinh quyển. Do khai thác dầu và vận chuyển dầu, mỗi năm có hàng triệu tấn dầu đổ vào đại dương. Các loại nước chứa axit, phenol... của quá trình khai mỏ xả vào nguồn nước mặt, gây ô nhiễm và phá huỷ căn bản sinh thái trong đó.

0.2.2. Sử dụng hoá chất

Con người đã sử dụng một lượng lớn hoá chất trong các hoạt động kinh tế xã hội của mình. Trong nông nghiệp sử dụng phân hoá học với mục đích canh tác, tăng năng suất cây trồng nhưng mặt trái của nó là làm ô nhiễm đất do độ không trong sạch và làm ô nhiễm nguồn nước do tăng độ phì dưỡng bởi các nguyên tố N, P...

Các thuốc trừ sâu và diệt cỏ là các chất bền vững dễ bị hấp thụ vào cấu tử của đất, phá huỷ cây trồng và xâm nhập vào chuỗi dinh dưỡng, cản trở hoạt động sống của nhiều sinh vật.

Các hoá chất sử dụng trong công nghiệp và các hoạt động kinh tế khác thoát vào môi trường dưới dạng phế thải. Các chất như xianua, chì, đồng, thuỷ ngân, phenol... là những chất độc hại đối với con người và các loại sinh vật khác.

Các chất phóng xạ do nổ bom hạt nhân hoặc những chất thải phóng xạ lỏng hay rắn từ các trung tâm công nghiệp hay nghiên cứu khoa học, có thể lắng xuống đất, tích tụ ở đó hoặc lan truyền trong không khí, có thể gây nguy cơ độc hại đối với con người, động vật và thực vật.

0.2.3. Sử dụng nhiên liệu

Trong hoạt động sống của mình, con người sử dụng nhiều loại nhiên liệu khác nhau: than đá, dầu mỏ, khí đốt, củi... Đốt nhiên liệu được xem như sự đốt nóng trực tiếp sinh quyển, nhưng nguy hại là hàm lượng CO_2, SO_2... trong khí quyển tăng lên. Một nguồn lớn sản sinh SO_2 là đốt cháy than đá (67%), dầu mỏ (12%)... là nguyên nhân của mưa axit, làm chua hoá thiên nhiên.

0.2.4. Đô thị hoá

Một lượng lớn rác thải, phế thải sinh hoạt và công nghiệp tập trung trong đất, làm nhiễm bẩn đất và nước ngầm, nước mặt, ảnh hưởng đến tình trạng vệ sinh đô thị. Ô nhiễm nguồn nước sông hồ và nước ngầm do các loại nước thải sinh hoạt thành phố và nước thải công nghiệp là nghiêm trọng nhất.

Việc xây dựng các công trình, nhà ở cao tầng trên nền đất, khai thác nước ngầm hoặc khai khoáng làm cho bề mặt đất bị biến dạng, xuất hiện khu vực đầm lầy... Thành phố làm thay đổi hoàn toàn các thông số dòng chảy và độ ngấm của nước mưa. Hệ số thấm nước giảm rõ rệt do phổ biến rộng rãi lớp phủ không thấm (đường sá, mái nhà...), đặt hệ thống cống ngầm...

0.3. THỰC TRẠNG Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT VÀ NƯỚC Ở VIỆT NAM

0.3.1. Môi trường đất

Hiện Việt Nam vẫn còn 8 triệu 65 ha đất trống, đồi trọc trong đó có khoảng 7,5 triệu ha có thể phát triển nông nghiệp và trồng trọt. Nguyên nhân là do tình trạng chặt phá rừng bừa bãi, hệ thống quản lí riêng chưa phù hợp...

Ở các vùng khai thác mỏ đều thiếu kế hoạch hoàn nguyên môi trường và xử lí đất đá khai thác nên đã phá hoại môi trường đất gây hiện tượng xói lở, bồi lắng trên phạm vi lớn. Khai thác than gây phá địa tầng, địa mạo, lớp phủ thực vật, thải ra các chất ô nhiễm thể rắn, thể lỏng và phóng xạ vào đất. Khai thác dầu khí cũng thải ra nhiều dung dịch khoan và mùn gây ô nhiễm môi trường biển.

Đất trồng trọt chiếm 22,2% diện tích tự nhiên đang bị bạc màu, nhiễm mặn, ô nhiễm của nước thải, nước rác thấm ngầm làm nảy sinh nhiều vi khuẩn, sâu bệnh phá hoại cây trồng.

0.3.2. Môi trường nước

Nước biển ven bờ đã bị ô nhiễm từ đất liền đổ ra, có cả sự cố tràn dầu và nhiễm từ các đường thải biển ở xa đến, hậu quả làm suy giảm nguồn giống và nguồn lợi thuỷ sản...

Nước sông ngòi đã bị ô nhiễm các chất hữu cơ, một số sông có dấu hiệu ô nhiễm kim loại là do sử dụng phân bón, lạm dụng thuốc bảo vệ thực vật, các làng nghề phát triển ở nông thôn, các xí nghiệp còn dùng các công nghệ lạc hậu (Làng Đường Ô ở Bắc Ninh

thải hàng ngàn m^3 có chất tẩy với nồng độ NH_3, PH cao; làng Vĩnh Lộc ở Hà Tây thải 20.000l nước/ngày có gỉ sắt thép và nước mạ có $ZnSO_4$, $FeSO_4$...).

Tỉ lệ dân được cấp nước máy mới chỉ đạt 70%, môi trường nước mặt đã bị ô nhiễm nặng nên nước ngầm có chỉ tiêu cao hơn so với trị số tiêu chuẩn 10 lần.

Nước thải ngày càng làm ô nhiễm môi trường đất và nước tự nhiên nhất là ở các thành phố, khu dân cư tăng lên. Nước rò rỉ từ các bãi rác, nghĩa trang chưa được xử lí theo công nghệ tiên tiến nên còn nhiều độc tố thấm vào đất và nguồn nước ngầm..

Xử lí rác đã thành mối quan tâm đặc biệt nhất là ở đô thị và khu dân cư với khối lượng khá lớn (Hà Nội 1300 tấn/ngày), song biện pháp hiện nay mới chỉ là thu gom rồi đổ bãi tự nhiên, không nén ép nên rất tốn diện tích chứa, lại không che phủ nên gây ô nhiễm nguồn nước ngầm rất trầm trọng.

Nước thải sinh hoạt, thải bệnh viện... đủ các dạng, hệ thống ống cống, ga thu đa số kích thước, độ dốc không còn thích hợp với lượng nước thải khi đô thị phát triển nên hiện tượng ứ đọng, ngập úng mỗi khi mưa lớn thường xảy ra.

Nước thải công nghiệp từ các cơ sở sản xuất có độc hại như hoá chất và kim loại nặng gây hậu quả nghiêm trọng và việc xử lí rất khó khăn. Ngoài khu công nghiệp cao và 3 khu chế xuất, đa số xí nghiệp đều có quy trình sản xuất và thiết bị cũ, lạc hậu, trình độ thấp đã gây ô nhiễm nặng cho môi trường như công nghiệp nặng (khai khoáng, hoá chất, phân bón, luyện kim), công nghệ truyền thống (giấy, dệt may, da giày, nhuộm, chế biến nông sản thực phẩm). Các làng nghề phát triển nhiều (Hà Nội 40, Hà Tây 88, Bắc Ninh 58, Hưng Yên 24, Nam Định 71...), nhưng có tới 90% chưa qua các trường đào tạo, hầu hết sản xuất theo kinh nghiệm cũng là nguyên nhân đáng kể gây ô nhiễm.

Việt Nam có nhiều sông, hồ, kênh mương thuận lợi cho việc tự làm sạch và điều chỉnh nước thải, song việc nạo vét các lòng sông, hồ thành phố chưa thực hiện thường xuyên nên cốt đáy sông bị cao là 0,5 - 1m, cặn đáy hồ quá lớn làm giảm khả năng điều hoà và thoát nước toàn hệ thống.

Nguyên nhân ô nhiễm chủ yếu do các chất hữu cơ tồn đọng, giải pháp hữu hiệu là xử lí tại các nguồn thải và nạo vét lòng sông, hồ, kênh mương cho lưu thông dòng chảy, cứng hoá kênh mương. Xử lí nước thải công nghiệp bằng vi sinh, nước thải bệnh viện bằng phương pháp phân huỷ sinh học kị khí và đệm cố định. Xây dựng nhà máy xử lí rác. Nuôi các loại cá bằng nguồn nước thải tập trung vào ao hồ để tiêu thụ các chất hữu cơ, nuôi trồng tảo, bèo hoa dâu và các chế phẩm sinh học là một số sinh vật có khả năng cố định đạm để làm sạch nước bẩn hữu cơ đã thấm vào đất... Trên đây là một số giải pháp xử lí môi trường bị ô nhiễm đã được tiến hành ở nước ta.

Để bảo vệ môi trường đất và nước trong thời gian tới đạt kết quả tốt, chúng ta phải có chiến lược bảo vệ môi trường tương ứng với chiến lược phát triển kinh tế xã hội một cách bền vững, mặt khác phải có giải pháp về thể chế, chính sách, tổ chức quản lí, phòng

ngừa (tối ưu hoá quá trình sản xuất, đổi mới sử dụng công nghệ tiên tiến sẽ loại trừ các yếu tố độc hại và giảm tối thiểu khối lượng chất thải...), nâng cao nhận thức về bảo vệ môi trường trong cộng đồng xã hội để toàn dân tham gia thực hiện.

0.4. NỘI DUNG VÀ CÁC PHƯƠNG PHÁP ĐÁNH GIÁ TÁC ĐỘNG MÔI TRƯỜNG

0.4.1. Nội dung đánh giá tác động môi trường

- Mô tả địa bàn nơi sẽ tiến hành hoạt động phát triển, đặc điểm kinh tế kĩ thuật của hoạt động phát triển.
- Xác định phạm vi đánh giá.
- Mô tả hiện trạng môi trường ở địa bàn được đánh giá.
- Dự báo những thay đổi về môi trường có thể xảy ra trong và sau khi thực hiện các hoạt động phát triển.
- Các giải pháp phòng tránh, điều chỉnh.
- Kết luận và kiến nghị.

0.4.2. Các phương pháp đánh giá

Để thực hiện các nội dung đánh giá tác động môi trường, thường dùng các phương pháp đánh giá sau đây:

a) Phương pháp liệt kê các số liệu về thông số môi trường

Chọn một số thông số liên quan đến môi trường, liệt kê ra và cho các số liệu liên quan đến các thông số đó, chuyển tới người ra quyết định xem xét mà không phân tích, phê phán gì thêm.

Phương pháp này sơ lược, đơn giản tuy nhiên rất cần thiết và có ích trong bước đánh giá sơ bộ về tác động đến môi trường.

b) Phương pháp danh mục các điều kiện môi trường

Liệt kê một danh mục tất cả các nhân tố môi trường liên quan đến hoạt động phát triển được đem ra đánh giá. Danh mục đó được các chuyên gia đánh giá theo thang điểm. Tổng tác động E của một hoạt động phát triển đến môi trường được xác định theo:

$$E = \sum_{i=1}^{m} v_{i,1} W_i - \sum_{i=1}^{m} v_{i,2} W_i$$

Trong đó: m - số nhân tố môi trường;

$V_{i,1}$ - trị số nhân tố môi trường lúc đề án được thực hiện và hoạt động;

$V_{i,2}$ - trị số chất lượng môi trường lúc chưa thực hiện đề án;

W_i - tầm quan trọng của thông số môi trường tính theo điểm quy ước.

Đây là phương pháp rõ ràng, dễ hiểu. Tuy nhiên phương pháp này mang tính chất chủ quan của chuyên gia, các danh mục chung chung, không đầy đủ.

c) Phương pháp ma trận môi trường

Liệt kê các hành động của hoạt động phát triển cùng những nhân tố môi trường có thể bị tác động vào một ma trận. Cách làm này cho phép xem xét các quan hệ nhân - quả của những tác động khác nhau một cách đồng thời.

Phương pháp ma trận tương đối đơn giản, được sử dụng khá phổ biến, không đòi hỏi quá nhiều số liệu về môi trường, sinh thái cho phép phân tích một cách tường minh tác động của nhiều hành động khác nhau lên cùng một nhân tố. Tuy nhiên phương pháp này có nhược điểm là chưa xét các tương tác qua lại giữa các tác động với nhau, chưa xét diễn biến theo thời gian của tác động, chưa phân biệt được tác động lâu dài với tác động tạm thời, việc xác định tầm quan trọng của nhân tố môi trường, chỉ tiêu chất lượng môi trường còn mang tính chủ quan...

d) Phương pháp mô hình

Mô hình cho phép dự báo các diễn biến có thể xảy ra của môi trường, lựa chọn được các chiến thuật và các phương án khác nhau để đưa môi trường về trạng thái tối ưu và dự đoán tình trạng của môi trường tại những thời điểm, những điều kiện khác nhau của hoạt động.

Phương pháp này còn được sử dụng rộng rãi để quy hoạch và quản lí môi trường. Phương pháp này đòi hỏi kinh phí cao, nhiều tài liệu đo đạc về môi trường, nhiều chuyên gia liên ngành cùng tham gia. Với sự phát triển của tin học, khá nhiều mô hình máy tính đã ra đời và phục vụ cho việc đánh giá về sự ô nhiễm của môi trường.

Mô hình Konikow và Bredehoft (MOC) (Konikow & Bredehoft, 1978) là một mô hình vận chuyển chất hoà tan dựa trên một kiểu sai phân hữu hạn và dùng phương pháp được đặc trưng cho chất hoà tan. Nó là mô hình hai hướng và tính được các thay đổi của nồng độ theo thời gian gây ra do tác dụng mang theo, khuếch tán thuỷ động và hỗn hợp. Mô hình MOC đã được cải tiến để đưa vào tác dụng phân huỷ phóng xạ, hút thấm cân bằng và trao đổi ion.

Mô hình vận chuyển bão hoà - không bão hoà (Saturated - Unsaturated Transport - SUTRA) (Voss, 1984) là mô hình mô phỏng phần tử hữu hạn cho sự chuyển động của chất lỏng và sự vận chuyển các chất hoà tan do phân huỷ, hoặc sự vận chuyển năng lượng dưới các điều kiện bão hoà và không bão hoà. Trong kiểu vận chuyển chất hoà tan, chất hoà tan có thể bị hấp phụ vào môi trường rỗng cũng như bị phân huỷ hay sản sinh. Ngoài ra nó có thể mô phỏng dòng chất lỏng có trọng lượng riêng biến đổi như nước biển hay nước rửa lũa.

RNDWALK là mô hình về vận chuyển chất hoà tan (Prickett, Naymik & Longquist, 1981). Đó là mô hình lần theo dấu vết hạt, trong đó chương trình máy tính sẽ chuyển các

hạt biểu thị chất ô nhiễm theo phương ngang rồi sau đó khuếch tán chúng theo một phân bố chuẩn để xét đến sự khuếch tán.

ERMA GROUNDWATER MODELER là mô hình quản lý tài nguyên môi trường của hãng Intergraph bao gồm ba bộ phần mềm: Modflow, Modpath và MT3D. Modflow được sử dụng để xác định vận động của dòng ngầm; Modpath dùng để xác định các chất ô nhiễm vận động qua diện tích nghiên cứu và dự đoán thời gian chất ô nhiễm di chuyển tới điểm cần nghiên cứu, MT3D dùng để xác định sự vận động đối lưu, sự phân tán của vật chất và các phản ứng hoá học diễn ra trong nước ngầm.

BOWAM là phần mềm của mô hình về trạng thái của nước trong thổ nhưỡng, trong đó nội dung chủ yếu là mô hình hoá các quá trình thuỷ văn xảy ra trong đới thông khí (quá trình thấm và ngấm, dịch chuyển hơi ẩm, bốc hơi...).

CTRAN/W là phần mềm phần tử hữu hạn dùng để mô hình hoá sự di chuyển chất ô nhiễm. CTRAN/W có thể dùng phân tích các bài toán đơn giản như theo dõi các hạt di chuyển do nước vận động cho tới các vấn đề phức tạp liên quan các quá trình khuếch tán, phân tán, hấp phụ và phân huỷ phóng xạ. CTRAN/W nằm trong phần mềm GEO-SLOPE do Công ty địa kĩ thuật quốc tế GEO-SLOP International phát hành năm 1997, hiện đang được sử dụng rộng rãi ở nước ta cũng như nhiều nước trên thế giới (Mỹ, Canada...).

e) Phương pháp phân tích lợi ích chi phí mở rộng

Phương pháp này sử dụng các kết quả phân tích, đánh giá về tác động môi trường mà các phương pháp nêu trên đưa lại. Từ đó đi sâu về mặt kinh tế, tiến thêm một bước so sánh những lợi ích mà việc thực hiện hoạt động sẽ đem lại, với những chi phí và tổn thất mà việc thực hiện hoạt động sẽ gây ra.

Phương pháp này thích hợp các nước đang phát triển. Đây là những phương pháp đúng đắn vì cơ sở lựa chọn cuối cùng là các thông số kinh tế. Hạn chế của phương pháp này là không thể xét tất cả các đánh giá tác động môi trường, nhất là các tác động mang tính lâu dài hoặc gián tiếp. Việc sử dụng phương pháp này vào các dự án lớn có khó khăn do số hạng mục cần phân tích và tính toán quá lớn.

Phần 1

CÁC TƯƠNG TÁC CƠ - LÍ - HOÁ VÀ SINH HỌC TRONG ĐẤT

Chương 1

SỰ THÀNH TẠO VÀ CÁC THÀNH PHẦN CỦA ĐẤT

1.1. SỰ THÀNH TẠO ĐẤT

Đất được hình thành do sự phân huỷ (hoặc chính xác hơn là sự tiến hoá) của các đá cấu tạo nên vỏ quả đất. Sự ổn định của kiến trúc kết tinh khống chế sự thành tạo đá. Khi nhiệt độ hạ thấp, các khoáng vật mới, ổn định hơn được hình thành. Ví dụ, một trong các khoáng vật phổ biến nhất là thạch anh có được kiến trúc kết tinh ổn định khi nhiệt độ hạ thấp dưới 573°C. Các khoáng vật trung gian và kém ổn định thì dễ phân huỷ trong quá trình hình thành tạo đất.

Quá trình phong hoá phân huỷ đá thành đất: xảy ra do các yếu tố tự nhiên, trong đó chủ yếu là gió và nước. Các quá trình phong hoá đá gồm có:

1. Xói mòn do các lực của gió, nước hay băng hà, và do sự xen kẽ giữa thời kì đóng băng và tan băng của vật liệu đá.

2. Các quá trình hoá học thường được kích thích do sự có mặt của nước.

Các quá trình này bao gồm: a) Thuỷ phân (phản ứng giữa các ion H^+ và OH^- của nước và các ion của các khoáng vật đá); b) Phức hợp và loại bỏ các ion kim loại; c) Trao đổi cation giữa bề mặt khoáng vật của đá và môi trường xung quanh; d) Các phản ứng oxi hoá và khử; e) Sự cacbon hoá bề mặt khoáng vật do CO_2 có trong khí quyển.

3. Các quá trình sinh học do các hợp chất hữu cơ ảnh hưởng trực tiếp hay gián tiếp đến quá trình phong hoá.

Một khi đá bị phong hoá thì đất tạo thành có thể giữ tại chỗ hay được nước, gió hay băng hà vận chuyển đi. Loại đất nằm nguyên tại chỗ gọi là trầm tích, còn đất được vận chuyển có thể là bồi tích, gió tích hay băng tích. Dựa trên điều kiện vận chuyển và trầm đọng có thể chia ra các nhóm chủ yếu sau đây:

1. Trầm tích sông phân nhánh thành tạo dọc theo lòng sông do sự trầm đọng từ các sông quá tải. Sơ đồ phân nhánh gồm có số lớn các lòng sông nhỏ được chia tách bởi các đảo.

2. Trầm tích dải uốn cong hình thành do sông uốn cong vì đất bờ lõm bị xói lở và bờ lồi được trầm đọng.

3. Trầm tích hồ hình thành do vật liệu trầm đọng trong các hồ dưới tác dụng của trọng lực.

4. Trầm tích biển hình thành do sự trầm đọng các hạt ở biển.

5. Sét tảng do băng hình thành do sự trầm đọng các hạt khi băng hà tan và đất bồi tích - băng hình thành do các lòng sông (tương tự trầm tích dòng phân nhánh) được tạo do băng tan.

6. Trầm tích hồ băng hình thành khi nước băng tan mang theo các hạt nhỏ tạo nên các hồ và các hạt lắng chìm trong hồ.

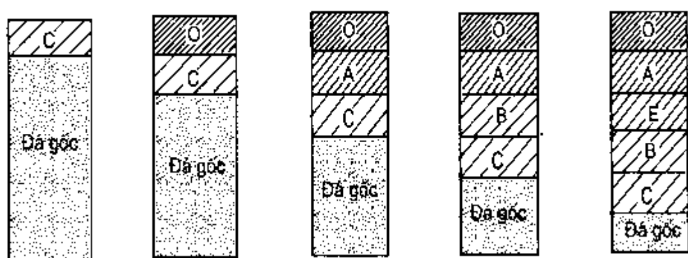
7. Cát gió tích hình thành các đụn cát và đất hoàng thổ tạo thành khi các hạt nhỏ hơn là cát gió tích và tồn tại thành các lớp mỏng.

8. Đất lở tích hình thành tại chỗ thấp ở sườn đồi do đất di chuyển xuống dưới tác dụng trọng lực và sự mất ổn định của sườn đồi.

Các tính chất của trầm tích đất phụ thuộc vào các yếu tố chủ yếu quyết định sự hình thành đất, đó là: khí hậu, vật chất hữu cơ, địa hình, bản chất của đá gốc và thời gian.

Thành phần của đất được quyết định bởi quá trình phong hoá đá và do các quá trình vận chuyển và trầm đọng sau đó. Đất lắng đọng thành lớp và mỗi lớp có tính chất riêng phản ánh thành phần đá gốc đã sản sinh ra nó. Các yếu tố môi trường như khí hậu, độ dốc địa hình, sự có mặt của vật chất hữu cơ cũng quyết định đặc tính của mỗi lớp. Thành phần đất của các lớp khác nhau thường được mô tả bằng mặt cắt thổ nhưỡng. Mỗi lớp được gọi là một tầng. Các tầng được kí hiệu bằng các chữ viết hoa O, C, A, B và E.

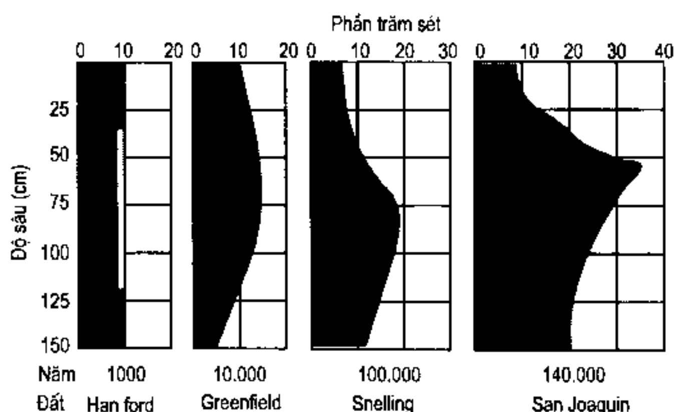
Trình tự thành tạo các lớp ở dạng sơ đồ được thấy ở hình 1.1. Nó bắt đầu bằng tầng C biểu thị đá gốc lộ ra, đá có thể bị biến đổi nhẹ do các yếu tố khí quyển. Sinh vật và cây cối bắt đầu chiếm lĩnh bề mặt tầng C, tạo ra một lớp bao gồm chủ yếu là vật chất hữu cơ. Khi điều kiện khí quyển không thích hợp để phân huỷ (chẳng hạn thiếu oxy), vật chất hữu cơ có thể có mặt ở lớp trên cùng như các trầm đọng than bùn và đất đầm lầy. Nó hình thành tầng O được biểu lộ bằng vật chất hữu cơ không phân huỷ hay phân huỷ một phần. Theo thời gian vật chất hữu cơ bị tiêu hoá và phân huỷ bởi động vật và vi khuẩn để tạo ra mùn có sức kháng tương đối với sự biến đổi thêm nữa. Lớp chứa vật chất hữu cơ hoá mùn hình thành tầng A. Các quá trình phong hoá tiếp tục tạo nên các hạt nhỏ loại sét, các hạt này được nước ngầm di chuyển xuống dưới qua tầng A. Các hạt mịn này được giữ lâu dài ở độ sâu trung gian giữa tầng A và C, hình thành tầng B. Quá trình rửa sạch các hạt từ tầng A và cũng như thế trong tầng B đôi khi được xem là sự loại sét khỏi đất và sự tích tụ bùn (tích tụ iluvi).



Hình 1.1: Trình tự thành tạo các lớp trong mặt cắt thổ nhưỡng

Sự thành tạo tầng B diễn ra hàng ngàn năm. Hình 1.2 cho thấy quá trình kéo dài này của đá granit bị phong hoá ở thung lũng trung tâm của California. Để thành tạo tầng B phải mất 140.000 năm với lượng sét gấp 3 lần lượng sét của tầng A. Trong một số trường hợp quá trình loại sét khỏi đất kéo dài có thể đủ mạnh để lại tại phần đáy tầng A toàn bộ các hạt mịn rửa sạch để tạo ra tầng E (tầng loại sét toàn bộ khỏi đất).

Sơ đồ thành phần đất do thổ nhưỡng học nghiên cứu là sơ đồ hữu ích để nghiên cứu các đặc trưng của đất ở gần mặt đất đối với các yếu tố thành tạo. Sự thảo luận chi tiết hơn về thổ nhưỡng được thấy trong các sách giáo khoa của Mcrae (1988), Forth (1990) và Lyon et al. (1952). Tuy nhiên, các nghiên cứu thổ nhưỡng chỉ định tính về bản chất và chúng được sử dụng hạn chế trong nghiên cứu các đặc trưng cơ học và kĩ thuật của đất.



Hình 1.2: *Thành tạo dần dần tầng B bao gồm sét từ đá granit ở thung lũng Trung tâm của California*

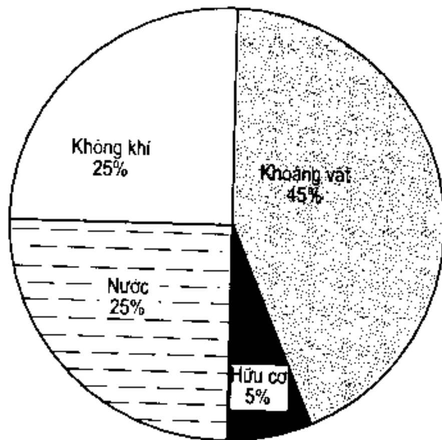
1.2. CÁC THÀNH PHẦN CỦA ĐẤT

1.2.1. Các thành phần của đất

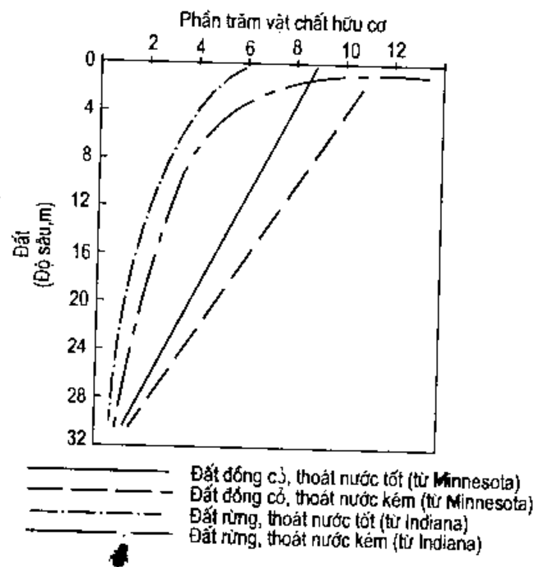
Trong quá trình thành tạo, do sự tương tác giữa đá gốc, các nhân tố khí quyển (chủ yếu là nước và không khí) và vật chất hữu cơ nên đất chủ yếu bao gồm bốn thành phần

hay bốn pha sau: vật chất khoáng, vật chất hữu cơ, nước và không khí. Trong nghiên cứu về các tính chất của đất, cần biết tỉ lệ tương đối của các thành phần này.

Thành phần thể tích điển hình bốn pha của đất được thấy trong hình 1.3. Trong bốn thành phần, vật chất hữu cơ chiếm thể tích nhỏ nhất và giảm dần theo chiều sâu từ mặt đất. Nói chung, lượng vật chất hữu cơ biến đổi mạnh từ nơi này đến nơi khác và cũng có thể thay đổi lớn ở ngay trong một vùng. Tuy nhiên như thấy ở hình 1.4. mô tả bốn mặt cắt thổ nhưỡng khác nhau, lượng vật chất hữu cơ giảm nhanh theo độ sâu. Nói chung, sự thoát nước kém làm tăng cao vật chất hữu cơ trong các tầng trên mặt. Khi nghiên cứu địa kĩ thuật thường bỏ qua vật chất hữu cơ trong thành phần pha chủ yếu là do nó chỉ ảnh hưởng giới hạn tới các lớp trên mặt. Tuy nhiên, nó đóng vai trò quan trọng trong kĩ thuật địa môi trường.



Hình 1.3: Thành phần thể tích điển hình của bốn thành phần trong đất (tỉ lệ nước và không khí biến đổi mạnh)



Hình 1.4: Biến đổi vật chất hữu cơ theo độ sâu

Tỉ lệ tương đối nước và không khí đóng vai trò quan trọng trong thực tiễn kĩ thuật. Trong một khối đất đã cho, các pha này đều biến đổi theo không gian và thời gian. Tỉ lệ tương đối các pha lỏng này khống chế phạm vi quyết định đến khả năng vận chuyển chất ô nhiễm của đất. Hai pha liên tục tương tác với pha rắn và tham gia vào sự trao đổi qua lại các chất ô nhiễm. Dưới đây chúng ta sẽ định nghĩa các thuật ngữ được dùng để biểu thị sự định lượng tỉ lệ tương đối của các pha rắn, nước và không khí. Tương ứng với thực tiễn chung, chúng ta không phân biệt vật chất khoáng và vật chất hữu cơ trong pha rắn. Hình 1.5 cho thấy sơ đồ biểu thị ba pha tương ứng theo trọng lượng (phía bên trái) và thể tích (phía bên phải).

Các chỉ số thể tích cơ bản thành phần pha gồm có:

Hệ số rỗng e - tỉ số của thể tích khoảng rỗng (do nước và không khí chiếm chỗ) với thể tích pha rắn:

$$e = \frac{V_v}{V_s} \qquad (1\text{-}1)$$

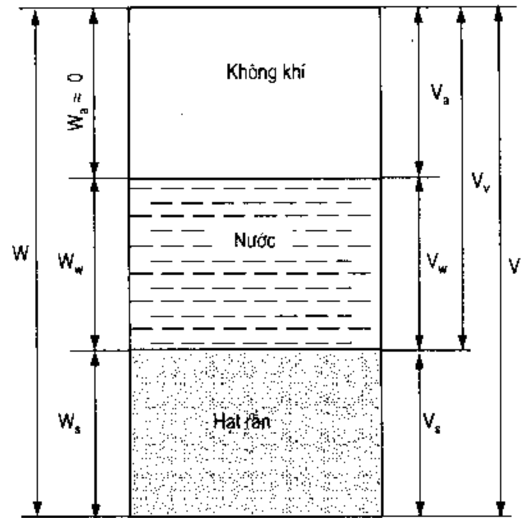
Độ rỗng n - tỉ số thể tích khoảng rỗng với thể tích tổng của khối đất:

$$n = \frac{V_v}{V} \qquad (1\text{-}2)$$

Độ bão hoà S - tỉ số thể tích nước với thể tích khoảng rỗng:

$$S = \frac{V_w}{V_v} \qquad (1\text{-}3)$$

Độ ẩm thể tích θ - tỉ số thể tích nước với thể tích tổng khối đất:



Hình 1.5: Sơ đồ biểu thị các pha rắn, nước và không khí trong đất

$$\theta = \frac{V_w}{V} \qquad (1\text{-}4)$$

Trong bốn chỉ số, hệ số rỗng và độ rỗng biểu thị mức độ thể tích của khoảng rỗng, độ bão hoà và độ ẩm thể tích thể hiện độ ẩm tương đối của đất.

Các chỉ số trọng lượng cơ bản thành phần pha gồm có:

Độ ẩm W - tỉ số trọng lượng nước với trọng lượng pha rắn:

$$W = \frac{W_w}{W_s} \qquad (1\text{-}5)$$

Trọng lượng đơn vị γ - trọng lượng cho mỗi thể tích đơn vị khối đất:

$$\gamma = \frac{W}{V} \qquad (1\text{-}6)$$

Cần nhớ là độ ẩm được xác định cả theo thể tích [phương trình (1-4)] và trọng lượng [phương trình (1-5)]. Độ ẩm thể tích được dùng trong thuỷ văn và thổ chất, còn độ ẩm trọng lượng được dùng phổ biến trong địa kĩ thuật. Các kĩ sư địa kĩ thuật thường thấy nó hữu dụng để loại trừ pha rắn và xác định trọng lượng đơn vị chỉ riêng theo trọng lượng pha rắn. Trọng lượng đơn vị được gọi là trọng lượng đơn vị khô được cho bởi

$$\gamma_d = \frac{W_s}{V} \qquad (1\text{-}7)$$

Khi dùng trọng lượng riêng G_s của pha rắn (tỉ số trọng lượng đơn vị của pha rắn với trọng lượng đơn vị của nước) và trọng lượng đơn vị của khối đất (γ hay γ_d) và nước (γ_w),

có khả năng liên hệ các chỉ số thể tích và trọng lượng cơ bản của thành phần pha. Với sự hỗ trợ của hình 1.6, có thể đưa ra các biểu thức sau:

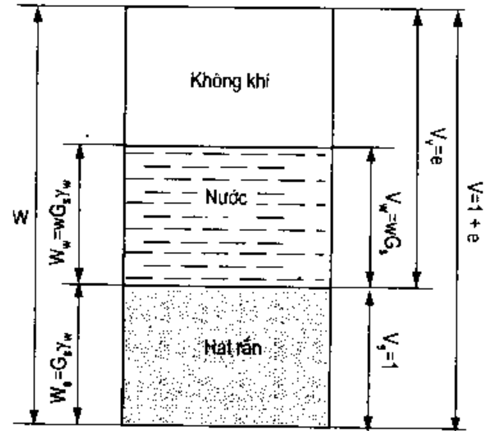
$$n = \frac{e}{1+e} \qquad (1\text{-}8)$$

$$\theta = \frac{W\gamma_d}{\gamma_w} \qquad (1\text{-}9)$$

$$Se = WG_s \qquad (1\text{-}10)$$

$$S = \frac{\theta}{n} \qquad (1\text{-}11)$$

$$\gamma_d = \frac{\gamma}{1-W} \qquad (1\text{-}12)$$



Hình 1.6: Các quan hệ pha

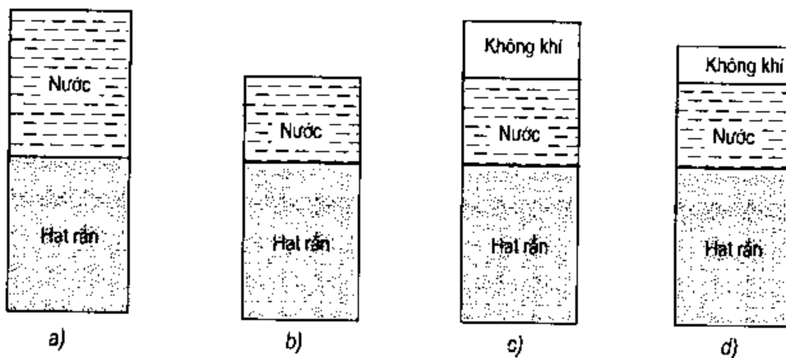
$$\gamma = \frac{(1-W)G_s\gamma_w}{1+e} \qquad (1\text{-}13)$$

$$\gamma_d = \frac{G_s\gamma_w}{1+e} \qquad (1\text{-}14)$$

Các biểu thức ở trên hữu ích khi đánh giá lượng tương đối của các pha rắn, nước và không khí trong đất.

1.2.2. Các quá trình địa kĩ thuật khống chế thành phần các pha

Thành phần các pha của đất biến đổi rất lớn và được khống chế bởi cả các quá trình tự nhiên và quá trình nhân tạo. Hai quá trình được người kĩ sư địa kĩ thuật biết là cố kết và nén chặt. Cố kết là quá trình làm giảm hệ số rỗng do tải trọng tác dụng lên khối đất hoàn toàn bão hoà nước. Nén chặt liên quan với sự giảm hệ số rỗng của pha khí, thường dẫn tới làm tăng trọng lượng đơn vị khô của khối đất. Nén chặt là quá trình quan trọng



Hình 1.7: Mô tả các biến đổi trong quá trình cố kết (a, b) và nén chặt (c, d)

trong khi thi công đập và các công trình đất khác, và lớp lót bãi rác thải. Mặc dù cố kết và nén chặt được dùng đồng nghĩa trong một số môn học địa chất và thổ chất, chúng ta chấp nhận sự khác biệt quan trọng này trong toàn bộ cuốn sách này. Hình 1.7 cho thấy sơ đồ pha mô tả sự khác biệt giữa hai quá trình. Hai quá trình được trình bày những nét chính trong các mục dưới đây. Việc mô tả sâu các quá trình này người đọc có thể tham khảo ở các chương trình chuẩn về cơ học đất hay địa kĩ thuật.

Nén chặt đất

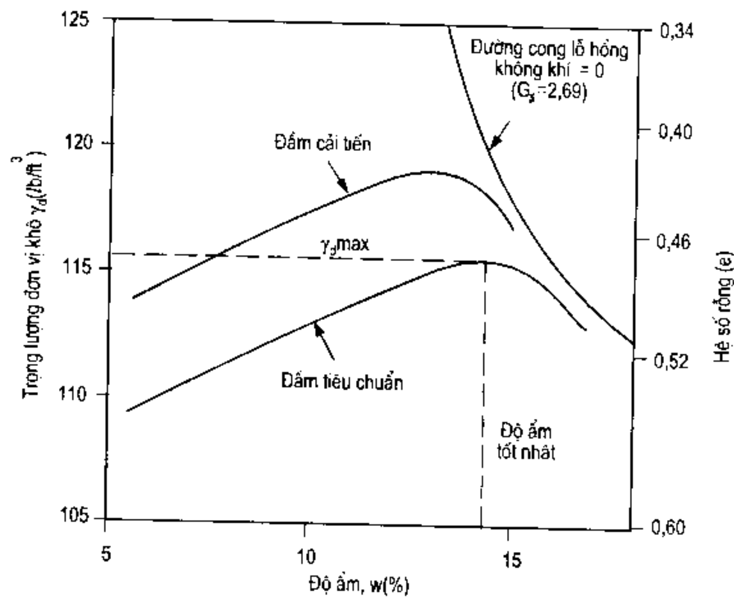
Trong xây dựng các công trình như nền đường, đập, lớp lót hay bãi đất thải, cần sử dụng khéo léo tỉ lệ tương đối pha lỏng trong đất. Độ ẩm của đất và năng lượng mà đất được đắp quyết định lớn phạm vi dung trọng của khối đất. Nước có tác dụng bôi trơn các hạt rắn và kéo chúng gần nhau hơn. Hogentogler (1936) đã giải thích điều này bằng bốn giai đoạn làm ẩm đó là ngậm nước, bôi trơn, trương nở và bão hoà. Trong giai đoạn ngậm nước ban đầu, nước được hấp thụ bởi các hạt đất như là các màng mỏng dính kết. Sự tăng thêm nước sẽ chuyển sang giai đoạn bôi trơn khi mà nước tác dụng như là chất bôi trơn, làm cho các hạt rắn sắp xếp lại gần nhau hơn. Do vậy trọng lượng đơn vị khô của khối đất tăng lên. Sự tăng thêm nước tiếp đó sẽ làm đất bị trương nở với một lượng khí còn lưu giữ lại. Mặc dù không đạt được trong thực tế, giai đoạn thứ tư bão hoà được hình dung có khả năng khi không khí được nước thay thế hoàn toàn.

Sự biến đổi trọng lượng đơn vị khô theo độ ẩm ban đầu của đất đắp theo đường cong đầm chặt. Hai đường cong đầm chặt khái quát được thấy trong hình 1.8, tương ứng với hai năng lượng đầm chặt khác nhau được dùng phổ biến trong phòng thí nghiệm đất với búa Proctor tiêu chuẩn và búa Proctor cải tiến. Ghi nhớ là một khối đất đã cho, trọng lượng đơn vị khô có quan hệ nghịch với hệ số rỗng [phương trình (1-14)] như thấy trên trục y ở hình 1.8. Sự đuổi hoàn toàn không khí khỏi các lỗ rỗng ở độ ẩm đắp đã có thể cho trọng lượng đơn vị khô lớn nhất, có thể có theo lí thuyết. Cần nhớ là $e = WG_s$ lúc đất hoàn toàn bão hoà bởi pha nước [phương trình (1-10)], người ta có thể nhận được dung trọng khô lí thuyết lớn nhất γ_{zav} tương ứng với lỗ rỗng không khí bằng không khi dùng phương trình (1-14) có dạng:

$$\gamma_{zav} = \frac{G_s \cdot \gamma_w}{1 + wG_s} \qquad (1\text{-}15)$$

Đường biểu thị phương trình (1-15) thường thấy dọc theo các đường cong đầm chặt khi đường lỗ rỗng không khí bằng không (hình 1.18). Sự tăng năng lượng đầm chặt sẽ làm cho trọng lượng đơn vị khô cao hơn như mong đợi, tuy nhiên thực tiễn không thể loại bỏ tất cả lỗ rỗng không khí và đạt γ_{zav} ở ngoài trời. Sự tăng trọng lượng đơn vị khô (hay giảm hệ số rỗng) và các biến đổi cốt khối đất kèm theo đóng vai trò quyết định các đặc trưng vận chuyển chất lỏng của đất đầm chặt. Điều này làm cho quá trình đầm chặt

đất rất quan trọng trong lớp lót của các công trình chứa chất thải. Sự biến đổi kết cấu đất do đầm chặt được đề cập chi tiết trong chương 2 và sự biến đổi các đặc trưng vận chuyển chất lỏng của đất được đầm chặt như là hàm số của các biến đầm chặt (độ ẩm đất đắp, năng lượng đầm chặt) được đề cập trong chương 3.



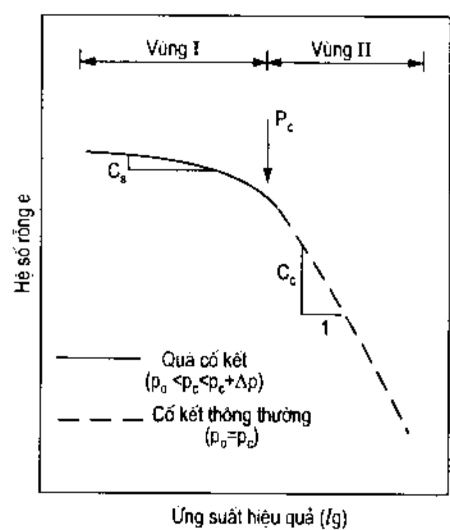
Hình 1.8: *Biến đổi điển hình của trọng lượng đơn vị khô và hệ số rỗng do đầm chặt*

Cố kết của đất

Trái ngược với quá trình đầm chặt, cố kết liên quan với nước thoát ra khỏi đất dẫn đến hệ số rỗng giảm xuống. Vì quá trình liên quan đến sự di chuyển của nước trong đất từ điểm có áp lực cao hơn đến điểm có áp lực thấp hơn, nó là quá trình phụ thuộc vào thời gian. Phụ thuộc vào loại đất, bề dày lớp đất và độ lớn của áp lực biểu lộ trong nước lỗ rỗng, quá trình cố kết có thể kéo dài vài năm hay hàng chục năm.

Giá trị hệ số rỗng tổng giảm đi do tải trọng tác dụng thường được đánh giá theo mẫu đất tại chỗ chịu gia tải trong phòng thí nghiệm và nhận được quan hệ ứng suất - biến dạng. Quan hệ ứng suất hiệu quả tác dụng lên mẫu đất và hệ số rỗng được thấy trên hình 1.9. Ứng suất hiệu quả là một chỉ báo ứng suất giữa các hạt được sinh ra bởi cốt đất. Nguyên lí ứng suất hiệu quả của Terzaghi phát biểu là ứng suất hiệu quả là độ chênh giữa ứng suất tổng và áp lực nước lỗ rỗng. Một khi biết độ dốc của đường cong cố kết, có thể đánh giá được độ giảm hệ số rỗng do độ tăng tải trọng đã cho. Nói chung, trên đường cong cố kết biểu hiện hai độ dốc khác biệt. Vùng I (hình 1.9) biểu lộ sự giảm thấp hệ số rỗng cho thấy là mẫu đất đã được nén chặt trong quá khứ dưới các ứng suất tương tự. Vùng II biểu lộ sự giảm hệ số rỗng quá lớn thể hiện mẫu đất đang chịu các ứng suất ở thời gian đầu. Hai vùng gặp tại *áp lực cố kết trước* p_c

đã biết, là chỉ số báo áp lực lớn nhất mẫu đất đã chịu trong quá khứ. Thông số này cho biết lịch sử ứng suất lớp phủ tại hiện trường từ nơi nhận được mẫu đất thí nghiệm trong phòng. Vùng *cố kết thông thường* khi áp lực lớp phủ hiện thời p_o bằng p_c và *quá cố kết* khi $p_o < p_c$.



Hình 1.9: *Sự giảm hệ số rỗng trong quá trình cố kết*

Theo độ dốc của đường cong cố kết (chỉ số nén) và C_s (chỉ số nở) có thể nhận được giá trị hệ số rỗng biến đổi Δe cho giá trị gia tải trọng Δp đã cho:

$$\Delta e = C_c \lg\left(\frac{p_c + \Delta p}{p_o}\right) \quad \text{cho đất sét cố kết thông thường} \qquad (1\text{-}16)$$

$$\Delta e = C_s \lg\left(\frac{p_c + \Delta p}{p_o}\right) \quad \text{cho đất sét quá cố kết, khi } p_o + \Delta p \le p_c \qquad (1\text{-}17)$$

$$\Delta e = C_s \lg\left(\frac{p_c}{p_o}\right) + C_c \lg\left(\frac{p_c + \Delta p}{p_o}\right)$$

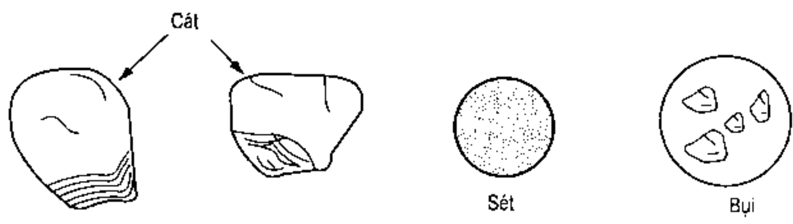
$$\text{cho đất sét quá cố kết, khi } p_o + \Delta p > p_c \qquad (1\text{-}18)$$

Tốc độ hệ số rỗng giảm theo thời gian trong quá trình cố kết chịu khống chế bởi loại phương trình truyền nhiệt. Điều này được đề cập trong chương 3 như là một trường hợp đặc biệt của dòng nước ngầm.

1.3. THÀNH PHẦN PHA RẮN VÀ ĐẶC TRƯNG CỦA NÓ

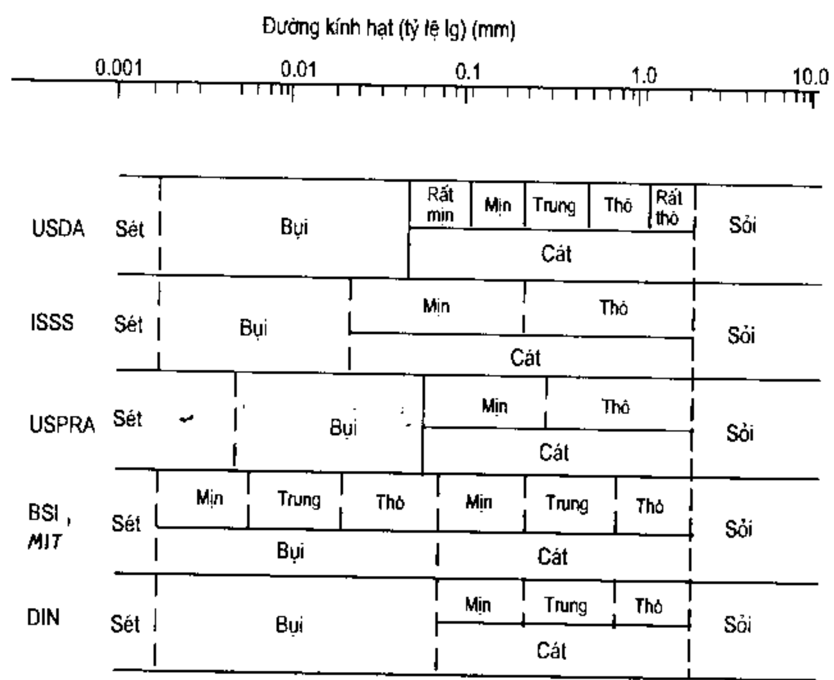
Bây giờ chúng ta giới hạn trọng tâm vào pha rắn và nghiên cứu thành phần của nó trong thiên nhiên và kích cỡ của các hạt rắn. Nêu rõ kích cỡ các hạt là một trong các cách đặc trưng pha rắn. Tuy nhiên, do bản chất của quá trình phong hoá, kích cỡ các hạt rắn bắt gặp trong khối đất biến đổi rất lớn. Hình 1.10 mô tả phạm vi kích cỡ các hạt

được nhóm lại dưới các loại phổ biến: cát, bụi và sét. Sự khác nhau ít nhất 100 lần giữa kích cỡ hạt cát và hạt sét. Sự tồn tại đồng thời các hạt có phạm vi kích cỡ rộng này rõ ràng tạo ra kiến trúc khoảng rỗng khác nhau trong đất và vì thế sự nghiên cứu kết cấu rỗng trong chương 2 là quan trọng.

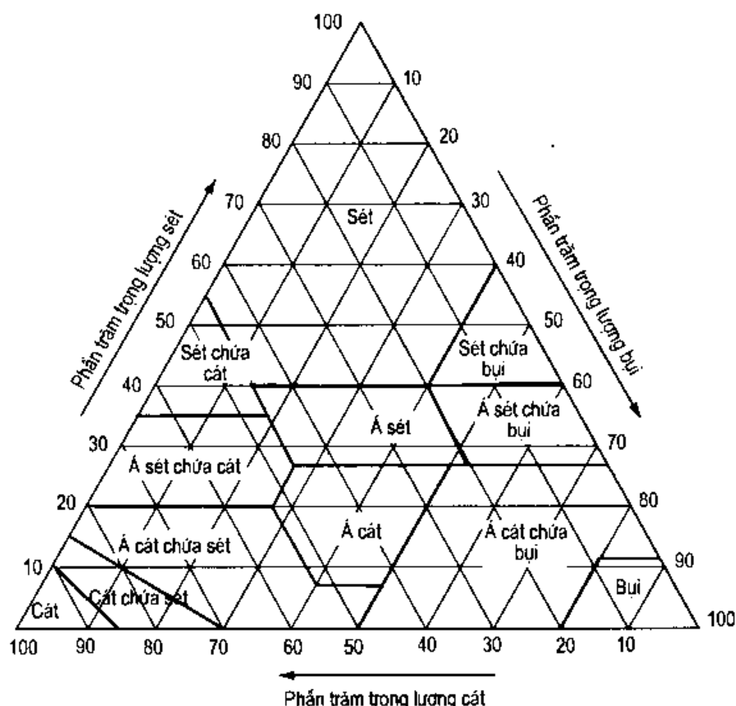


Hình 1.10: *Kích cỡ tương đối các hạt, các nhóm hạt cát, bụi và sét*

Kích cỡ các hạt là cơ sở để chia nhóm các hạt rắn thành cát, bụi và sét. Một số nhóm hạt đã được phát triển trong nhiều năm bởi các tổ chức khác nhau. Hình 1.11 cho thấy các nhóm hạt đề nghị bởi các tổ chức chủ yếu. Cỡ hạt ám chỉ đường kính hình cầu tương đương, cũng phổ biến để đặc trưng pha rắn thành một số nhóm phụ khi dùng tam giác cấu tạo (hình 1.12).



Hình 1.11: *Các nhóm hạt đất dựa trên đường kính hạt của các tổ chức khác nhau (USDA - Bộ Nông nghiệp Mỹ; ISSS - Hội Thổ chất quốc tế; USPRA - Vụ hành chính đường công cộng Mỹ; DIN - Tiêu chuẩn Đức; BSI - Viện Tiêu chuẩn Anh và MIT - Viện kĩ thuật Massachusetts).*



Hình 1.12: Phân loại kết cấu đất

Việc xác định thực nghiệm kích cỡ hạt bằng cách rây cơ học cho các hạt lớn hơn 0,075mm và phân tích bình tỉ trọng cho các hạt nhỏ hơn 0,075mm. Rây cơ học sử dụng các rây đã biết kích cỡ lưới để xác định phần các hạt rắn qua mỗi rây. Phân tích bình tỉ trọng dựa trên nguyên lí lắng đọng của các hạt đất trong nước. Dùng định luật Stoke để liên hệ đường kính D của hạt (giả thiết là hình cầu) với vận tốc lắng đọng v:

$$v = \frac{\gamma_s - \gamma_w}{18\eta} \cdot D^2 \qquad (1\text{-}19)$$

Trong đó: γ_s - trọng lượng đơn vị các hạt rắn;

γ_w - trọng lượng đơn vị nước;

η - độ nhớt của nước.

Trong phòng thí nghiệm, dùng tỉ trọng kế để giám sát lượng hạt đất ở thể vẩn tại các thời gian khác nhau. Lượng các hạt ở thể vẩn tương ứng các hạt có đường kính D được dự đoán bằng phương trình (1-19).

Bằng các phân tích rây cơ học và tỉ trọng kế, phần tích luỹ F_i của các hạt mịn hơn đường kính tương đương D_i riêng biệt có thể xác định theo:

$$F_i = \frac{1}{W_s}\left(W_s - \sum_{1}^{i} W_i\right) \qquad (1\text{-}20)$$

Trong đó: ΣW_i - trọng lượng tích luỹ của các hạt mịn hơn kích cỡ thứ i;

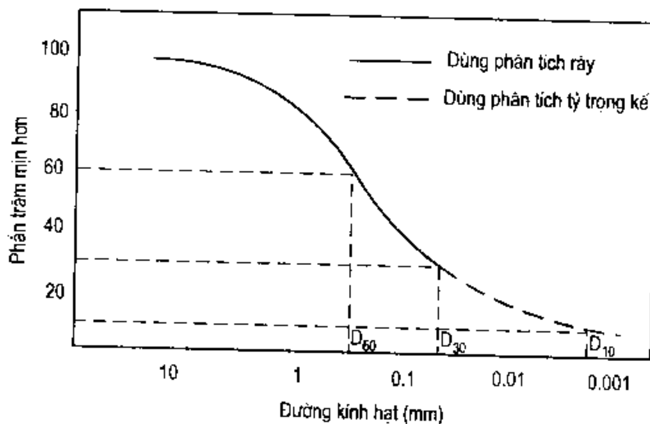
W_s - tổng trọng lượng chất rắn.

Có thể thành lập sự phân bố kích cỡ của các hạt rắn bằng cách vẽ F_i đối với kích cỡ hạt như ở hình 1.13. Dựa trên sự phân bố kích cỡ hạt thường dùng hai thông số sau đây để so sánh các đất khác nhau.

Hệ số đồng nhất
$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad (1\text{-}21)$$

Hệ số cấp phối
$$C_g = \frac{D_{30}^2}{D_{60} \times D_{10}} \quad (1\text{-}22)$$

Trong đó: D_{10}, D_{30} và D_{60} là đường kính hạt tương ứng với 10%, 30% và 60% mịn hơn. D_{10} còn gọi là kích cỡ hiệu quả của pha rắn.



Hình 1.13: *Sự phân bố cỡ hạt điển hình của đất*

Sơ đồ đặc trưng thường không thích hợp cho trường hợp đất sét. Không giống cát và bụi, đất sét hoạt động hoá học và tiến hành các phản ứng với nước. Hai loại sét khác nhau có thể cùng chứa các hạt có cùng phạm vi kích thước nhưng phản ứng rất khác nhau với nước. Chúng cần lượng nước khác nhau để có cùng độ đặc. Khi độ ẩm nhỏ, đất sét có hành vi như thể rắn. Khi độ ẩm tăng lên, chúng đạt giai đoạn nửa rắn và dẻo cho tới giai đoạn mà pha nước làm cho pha rắn hành vi giống như chất lỏng. Các giai đoạn này được Atterberg định nghĩa chính thức vào các năm đầu 1900 và nay được gọi là các giới hạn Atterberg. Các thực nghiệm đơn giản được tiến hành theo thứ tự đã quy định trong các phòng thí nghiệm cơ học đất để xác định độ ẩm, tại đó đất sét trải qua toàn bộ các giai đoạn khác nhau. Ba giới hạn thường dùng để đặc trưng cho đất sét là:

1. Giới hạn co ngót: là độ ẩm tại đó đất từ trạng thái rắn sang nửa rắn.

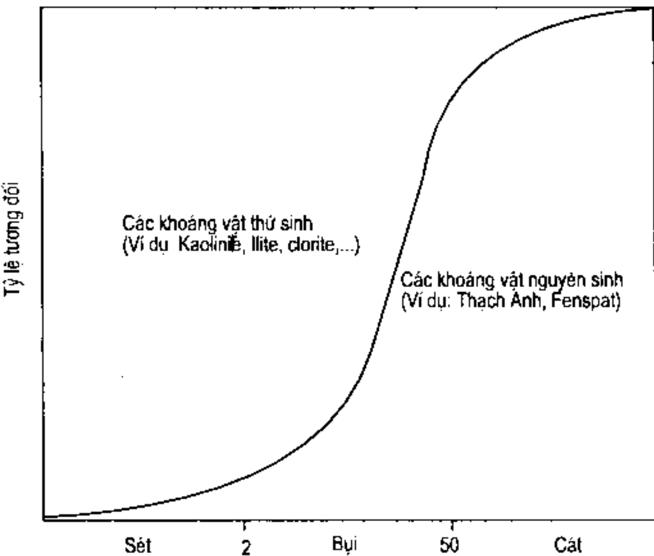
2. Giới hạn dẻo: là độ ẩm tại đó đất chuyển từ trạng thái nửa rắn sang trạng thái dẻo.

3. Giới hạn chảy: là độ ẩm cần để đất sét bắt đầu biểu hiện các đặc trưng dòng chảy như các chất lỏng.

Với các phương pháp đơn giản để xác định các giới hạn sệt này người đọc có thể tham khảo các sách giáo khoa hay sổ tay thí nghiệm địa kĩ thuật trong phòng. Nói chung, các giới hạn Atterberg được thừa nhận là các chỉ báo hữu ích cho hành vi kĩ thuật của đất. Một số tính chất kĩ thuật trong địa kĩ thuật liên quan với các giới hạn này. Độ ẩm tại đó đất sét chuyển từ trạng thái này sang trạng thái khác, biểu hiện toàn bộ bản chất lí - hoá của chúng. Riêng giới hạn chảy được thiết lập gần đây là trạng thái tại đó nhiều khoáng vật sét khác nhau lại có những tính chất như nhau. Khi chúng ta xem xét trong mục sau, các khoáng vật khác nhau cần lượng nước khác nhau để đưa chúng tới trạng thái giới hạn chảy. Tuy nhiên, một khi chúng ở trạng thái giới hạn chảy, tất cả các đất khác nhau lớn dường như lại có một nhóm các tính chất kĩ thuật tương đối cố định, chẳng hạn như hút nước lỗ rỗng, độ bền chống cắt và độ dẫn thuỷ lực (Nagaraj et al., 1994).

1.4. THÀNH PHẦN KHOÁNG VẬT

Đặc trưng của pha rắn dựa trên kích cỡ hạt và các giới hạn sệt có thể không thích hợp để giải thích hành vi kĩ thuật mà các đất tự nhiên biểu hiện. Đặc biệt đối với phần hạt sét, có các hành vi khác nhau rất lớn. Thành phần khoáng vật của đất cho một số đầu mối về các đặc trưng của đất sét. Để giới thiệu thành phần khoáng vật, ta cần nhớ là sự hình thành đất dựa trên sự phong hoá đá dần dần trải qua các khoảng thời gian vô cùng lớn. Cát và bụi phát triển đầu tiên từ đá và rồi bị phong hoá thành hạt sét. Do vậy hợp lí cho là cát và bụi có thành phần khoáng vật gần vật liệu đá gốc hơn là sét. Cát và bụi có chứa một số khoáng vật nguyên sinh hay khoáng vật gốc - ít nhiều không bị biến đổi từ đá gốc. Sét chứa các khoáng vật thứ sinh tạo thành do phong hoá các khoáng vật nguyên sinh có sức kháng kém. Tỉ lệ tương đối các khoáng vật thứ sinh trong cát, bụi và sét được thấy dạng sơ đồ ở hình 1.14.



Hình 1.14:
Tỉ lệ tương đối các khoáng vật nguyên sinh và thứ sinh trong đất

Một số khoáng vật nguyên sinh và thứ sinh được liệt kê trong bảng 1.1. Một tính chất quan trọng đặc trưng cho tất cả khoáng vật là liên kết giữa Si và O. Thường thiết lập tỉ số molar của hai nguyên tố này như là chỉ báo về sức kháng của khoáng vật. Các khoáng vật có tỉ số molar cao là 0,5 (thạch anh và fenspat) thì rất ổn định và chống lại phong hoá mạnh hơn các khoáng vật có tỉ số molar thấp như olivin - có tỉ số molar là 0,25. Các hạt thạch anh tạo trực tiếp từ đá gốc và bền vững ngay cả trong các khoáng vật thứ sinh, cùng với các sản phẩm phong hoá của các khoáng vật nguyên sinh có sức kháng kém hơn.

Bảng 1.1. Ví dụ các khoáng vật nguyên sinh và thứ sinh

Khoáng vật nguyên sinh	Khoáng vật thứ sinh
Thạch anh (SiO_2)	Kaolinit $[Si_4]Al_4O_{10}(OH)_8$
Fenspat (Na, K)$AlO_2[SiO_2]_3$	Ilit(K, $H_2O)_2(Si)_8$(Al, Mg, Fe)$_{4,6}O_{20}(OH)_4$
Mica $K_2Al_2O_5[Si_2O_5]_3Al_4(OH)_4$	Clorit $(OH)_4(SiAl)_8$(Mg, Fe)$_6O_{20}$
Pioxen (Ca, Mg, Fe, Ti, Al)(Si, Al)O_3	Monmorilonit $Si_8Al_4O_{20}(OH)_4nH_2O$
Olivin(Mg, Fe)$_2SiO_4$	Thạch cao $CaSO_4.2H_2O$

Hầu hết đất sét chứa hỗn hợp các khoáng vật lí tưởng có thành phần biến đổi. Mỗi loại khoáng vật tác động tới đất, chia sẻ các tính chất kĩ thuật cho đất; vì thế hiểu biết về hành vi của các khoáng vật lí tưởng rất có ích để hiểu hành vi hợp thể của đất sét. Do vậy, chúng ta nghiên cứu thành phần các khoáng vật lí tưởng riêng biệt và đề xuất một số đặc trưng chung các khoáng vật lí tưởng tác động đến hành vi hợp thể của đất sét.

Các khoáng vật hình thành trong tự nhiên tương ứng với trạng thái năng lượng nhỏ nhất có thể có. Đó là định luật kinh tế được tuân theo phù hợp sự sáng tạo. Nhằm để hình thành với khả năng năng lượng nhỏ nhất, ba điều kiện phải thoả mãn là:

1. Sự thành tạo diễn ra kết hợp tất cả các nguyên tử có thể dùng được rõ ràng, các nguyên tử dùng nhiều nhất trong tự nhiên sẽ xuất hiện thường xuyên trong cấu trúc khoáng vật.

2. Các nguyên tử hình thành khoáng vật phải theo một sơ đồ dạng hình học mà có thể tự lập lại trong không gian.

3. Sự thành tạo luôn có hướng để điện tích trung hoà, điều này được tạo ra bằng cách thay thế các anion và cation.

Để xem xét điều kiện đáp ứng như thế nào, chúng ta lưu ý sự phong phú tương đối của các nguyên tố khác nhau trong vỏ quả đất. Như thấy ở bảng 1.2, oxy, silic và nhôm là ba nguyên tố phong phú nhất, chiếm 46,6%, 27,7% và 8,1% về trọng lượng và 93,8%, 0,9% và 0,5% về thể tích. Do vậy trong tự nhiên, ba nguyên tố này có mặt phổ biến trong tất cả các khoáng vật (xem bảng 1.1). Điều kiện 1 được đáp ứng qua sự dàn xếp cho phù hợp tất cả các nguyên tố này trong thành phần khoáng vật. Điều kiện 2 tham gia

vào sự sắp xếp đóng gói của các nguyên tố. Các nguyên tố tự đóng gói với nhau theo cách thức không gian hiệu quả nhất. Vì thế, hy vọng là cấu trúc của khoáng vật theo dạng các nguyên tố nhỏ chiếm chỗ các lỗ hổng tạo bởi các nguyên tố lớn hơn. Tuy nhiên, sự sắp xếp đóng gói phải đồng thời tuân thủ điều kiện thứ ba là điện tích trung hoà. Như thấy ở bảng 1.2, oxy là anion chủ yếu nhất trong vỏ quả đất và chỉ là anion có mặt ở quả đất lớn hơn 1% trọng lượng. Do vậy, điều kiện trung hoà điện tích sai khiến oxy có mặt dư dật trong sắp xếp đóng gói với các cation. Ngoài oxy, F^- và Cl^- là các anion cũng được quan sát trong sắp xếp đóng gói của các nguyên tố mặc dù chúng là nguyên tố hiếm. Trái ngược với các anion, khá nhiều cation có bán kính ion khác nhau có thể dùng được. Điều này làm cho nó có khả năng cân bằng điện tích âm của O^- theo một số cách thức khác nhau. Các cation tranh giành để tham gia vào cấu trúc khoáng vật. Cation trù tính tham gia cấu trúc sẽ phụ thuộc vào bán kính riêng của các ion và khả năng thực hiện trung hoà điện tích. Bảng 1.2 cho biết hoá trị và bán kính ion của các nguyên tố chủ yếu trong vỏ quả đất.

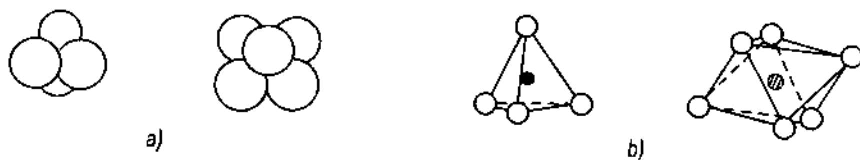
Bảng 1.2. Phần trăm trọng lượng và thể tích trong vỏ quả đất, hoá trị, bán kính ion và hệ số bán kính (đối với oxy) của các nguyên tố phong phú nhất trong vỏ quả đất

Nguyên tố	Trọng lượng (%)	Thể tích (%)	Hoá trị	Bán kính ion (Å)	Hệ số bán kính
0	46,6	93,8	- 2	1,32	-
Si	27,7	0,9	+ 4	0,31 - 0,39	0,23 - 0,30
Al	8,1	0,5	+ 3	0,45 - 0,79	0,34 - 0,60
Fe	5,0	0,4	+ 2	0,67 - 0,82	0,51 - 0,62
Mg	2,1	0,3	+ 2	0,78 - 0,89	0,59 - 0,68
Na	2,8	1,3	+ 1	0,98	0,74
Ca	3,6	1,0	+ 2	1,06 - 0,17	0,80 - 0,89
K	2,6	1,8	+ 1	1,33	1,0

Sự chèn độn khoảng rỗng hiệu quả của các nguyên tố khác nhau phụ thuộc vào hệ số bán kính - tỉ số bán kính cation với bán kính anion.

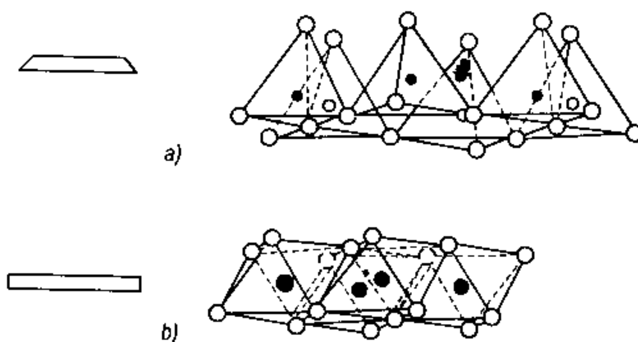
Số toạ độ là số các anion bố trí quanh một cation, tỉ lệ thuận với hệ số bán kính. Hệ số bán kính cho trong bảng 1.2 đối với oxy được thực hiện cho hai loại sắp xếp. Một là sắp xếp dạng bốn mặt với số toạ độ là 4 và hệ số bán kính là 0,22. Loại sắp xếp khác có dạng tám mặt với số toạ độ là 6 và đòi hỏi hệ số bán kính là 0,41. Các hệ số bán kính này là các giá trị giới hạn, nói cách khác, chúng là hệ số bán kính thấp nhất đòi hỏi để đạt được cách sắp xếp bốn mặt hay tám mặt. Do vậy, chúng ta ghi nhớ là có khả năng

cao để Si tham gia vào sắp xếp bốn mặt, và Al, Fe và các nguyên tố khác tham gia vào sắp xếp tám mặt với O^{-}. Cả hai cách sắp xếp này là cách sắp xếp phổ biến nhất trong khoáng vật và được thấy ở dạng sơ đồ trong hình 1.15. Cần nhớ là sơ đồ phổ biến (thấy trong hình 1.15b) chỉ cho một cách nhìn dễ hiểu về cấu trúc; trong thực tế, các nguyên tố ở khá gần nhau (hình 1.15a) với các anion che khuất cation.



Hình 1.15: Sắp xếp đóng gói dạng khối bốn mặt và tám mặt a) Toạ độ thực và b) Lí tưởng.

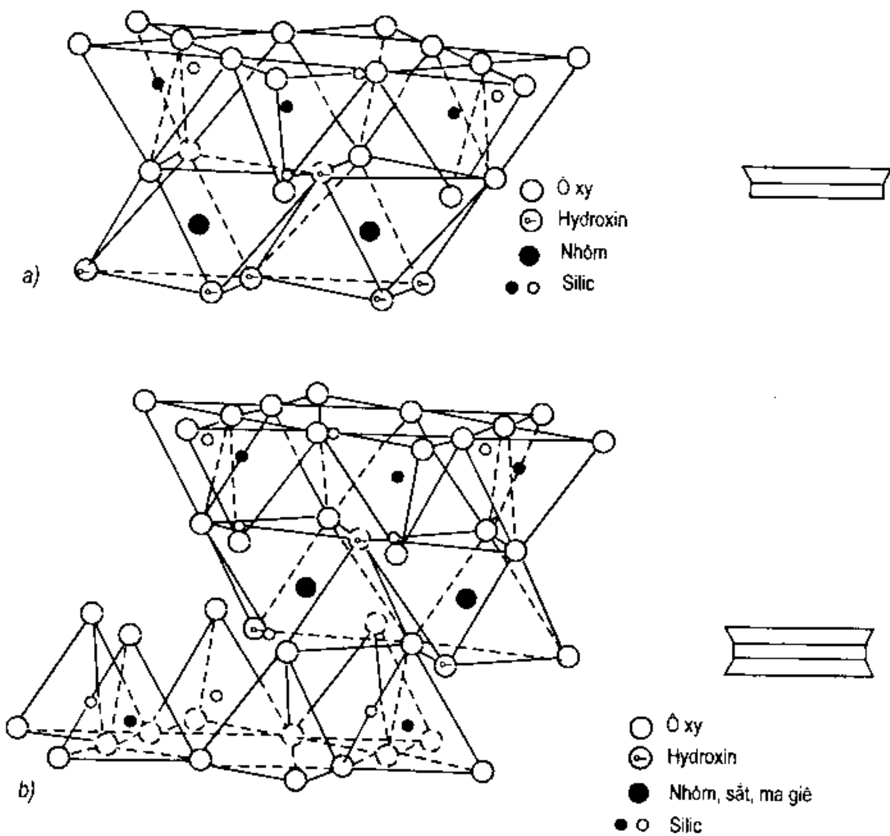
Một khối bốn mặt đơn có điện tích âm thực là -4 và một khối tám mặt có điện tích âm thực là −10. Điều kiện trung hoà điện tích buộc các đơn vị cơ bản này tự liên kết với các đơn vị tương tự khác. Vì thế, các lớp bao gồm các đơn vị phát triển này. Ví dụ, một lớp bốn mặt hình thành khi điện tích âm thực có xu hướng trung hoà hoá bằng cách chia xẻ oxy với bốn mặt bao quanh. Tương tự, một lớp tám mặt hình thành do sự chia xẻ các anion bởi khối tám mặt kề cận. Các lớp này được thấy trong hình 1.16 cùng với các kí hiệu dùng hiển thị chúng như là các khối công trình trong các khoáng vật. Chúng là các lớp cơ sở nhất tồn tại trong các khoáng vật sét.



Hình 1.16: Các lớp bốn mặt (a) và tám mặt (b) cùng với các chỉ dẫn về kí hiệu

Điều kiện trung hoà điện tích đòi hỏi các lớp này liên kết với mỗi lớp khác theo phương đứng cũng như với các liên kết hoá học ở giữa các lớp. Liên kết ion liên quan với sự chia xẻ các ion, là liên kết mạnh nhất và dễ dàng có được giữa lớp bốn mặt và tám mặt. Sự chia xẻ các anion tại mặt phân cách hai lớp làm cho điện tích trung hoà. Sự đóng gói các lớp như thế tạo ra các đơn vị dưới cơ bản hay bán cơ bản. Thuật ngữ dùng cho đơn vị tạo thành giữa một lớp bốn mặt và một lớp tám mặt là 1 : 1. Đơn vị quan trọng

khác hình thành khi một lớp tám mặt bị kẹp giữa hai lớp bốn mặt với các liên kết ion trên mặt kia của lớp tám mặt và được biểu thị là 2: 1. Hai đơn vị dưới cơ bản thấy trong hình 1.17, cùng với thành phần các khoáng vật chính gặp trong đất sét.

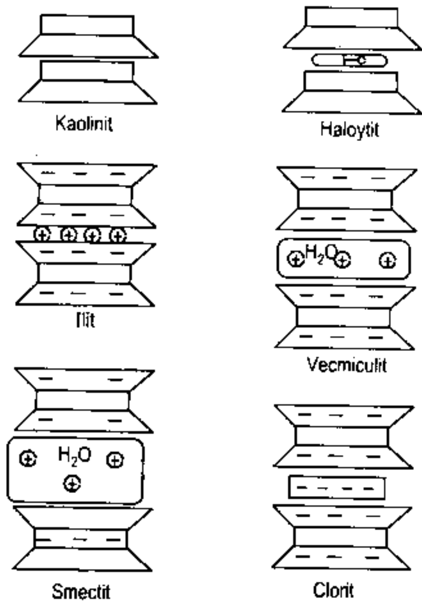


Hình 1.17: *Các đơn vị dưới cơ bản 1 : 1 (a) và 2 : 1 (b) cùng với các chỉ dẫn kí hiệu của chúng*

Thật quan trọng để nhấn mạnh là do sự biến đổi các cation có thể có ở trong vỏ quả đất, số các cation khác nhau có thể có mặt trong một đơn vị bán cơ sở đã cho. Bán kính ion của một số cation (bảng 1.2) đủ thích hợp về kích cỡ để tạo nên sự bố trí bốn mặt hay tám mặt với các anion. Ví dụ, lớp bốn mặt có thể chứa các ion Al^{3+} hay Fe^{3+} và lớp tám mặt có thể chứa các ion Al^{3+}, Fe^{2+}, Zn hay Ni. Dĩ nhiên, các thay thế như vậy diễn ra có lưu ý đến điều kiện trung hoà điện tích. Khi một ion hoá trị ba như Al^{3+} có ở một lớp tám mặt, không quan sát thấy cation trong mỗi tám mặt thứ ba là do điều kiện trung hoà điện tích này. Sự thay thế đó rất phổ biến trong nhiều khoáng vật, gọi là thay thế đồng hình. Phần lớn khả năng thay thế đồng hình làm cho đất sét có phạm vi rộng về hành vi kĩ thuật. Ngoài ra một số khả năng nẩy sinh do sự sắp xếp của hai đơn vị dưới cơbảnriêng lẻ hay được kết hợp, do vậy biểu hiện các tính chất kĩ thuật khác nhau nhiều.

Trước khi chúng ta trình bày khái quát các khoáng vật phổ biến, điều quan trọng cần ghi nhớ là điều kiện trung hoà điện tích có thể đáp ứng một phần bởi môi trường lỏng bao quanh các đơn vị dưới cơ bản. Sự trao đổi cation có thể xảy ra giữa cation trong dung dịch và cation trên bề mặt đơn vị, do vậy cân bằng điện tích thay đổi. Điện tích dương tổng mà một khoáng vật đã cho hấp thụ thì bằng điện tích âm thực của nó. Khả năng hấp phụ các cation này của khoáng vật gọi là khả năng trao đổi cation (CEC: cation - exchange capacity) của đất. Nó biểu thị bằng mili đương lượng của các cation được hấp phụ cho mỗi 100g đất khô (mEq/100g), tương đương centimole của điện tích dương cho mỗi kg đất khô. CEC là một đặc tính quan trọng của khoáng vật, nó khống chế các tương tác giữa pha rắn và chất lỏng trong lỗ rỗng.

Các khoáng vật phổ biến hình thành do sự sắp xếp các đơn vị dưới cơ bản được thấy trong hình 1.18. Một số tính chất quan trọng của các khoáng vật này đã liệt kê trong bảng 1.3 và các đặc trưng của chúng được trình bày khái quát các nét chủ yếu dưới đây.



Hình 1.18: *Sự sắp xếp các đơn vị dưới cơ bản của một số khoáng vật phổ biến*

Bảng 1.3. Các tính chất quan trọng của các khoáng vật sét

Khoáng vật	Bề mặt đặc trưng (m^2/g)	Tỉ trọng	CEC (mEq/100g)	Khoảng cách cơ bản (Å)
Kaolinit	10 - 20	2,60 - 2,68	3 - 15	7,2
Haloysit	35 - 70	2,00 - 2,20	5 - 40	10,1
Ilit	65 - 100	2,6 - 3,0	10 - 40	10
Vecmiculit	40 - 80		100 - 150	10,5 - 14
Monmorilonit	700 - 840	2,35 - 2,70	80 - 150	9,6 - vô tận
Clorit	80	2,6 - 2,96	10 - 40	14

Kaolinit hình thành do cách sắp xếp các đơn vị là 1 : 1 với liên kết hydro mạnh giữa O^- và OH^- của khối bốn mặt và tấm mặt tương ứng. Do liên kết chặt, kaolinit không trương nở trong nước. Nó có đặc trưng là diện tích bề mặt và CEC thấp.

Haloysit có cấu trúc lớp 1 : 1 tương tự như kaolinit, tuy nhiên giữa các lớp có một dải phân tử nước, do vậy đơn vị sắp xếp có bề dày lớn hơn. Khi khử nước, haloysit xếp lại không thuận nghịch sang cấu trúc kaolinit.

Ilit hình thành do các đơn vị sắp xếp dạng 2 : 1 gắn kết với nhau bởi các ion kali. Điện tích âm hấp dẫn các ion kali là do sự thay thế nhôm cho một số silic trong các lớp bốn mặt. Cấu trúc ilit tương tự cấu trúc khoáng vật mica nguyên sinh, chỉ trừ kết tinh kém hơn và chứa kali ít hơn. Các ion kali bền vững ở giữa các lớp, ngăn chặn sự trương nở của khoáng vật và cho diện tích bề mặt trao đổi cation giữa các lớp không đáng kể.

Vecmiculit có cấu trúc lớp 2 : 1 tương tự ilit, nhưng các đơn vị dưới cơ sở trong trường hợp này bị chia tách bởi một cặp các lớp phân tử nước. Trong khoáng vật này cũng đã phát hiện một số silic được nhôm thay thế làm cho điện tích âm thực thì cao.

Monmorilonit cũng có cấu trúc lớp 2 : 1 nhưng có sự thay thế đồng hình rộng rãi của magiê và sắt cho nhôm trong các lớp tám mặt. Không giống ilit, không tìm thấy ion kali ở giữa các lớp và không giống vecmiculit, các lớp được chia tách bởi một số dải phân tử nước. Một đặc trưng khác biệt của khoáng vật này là trương nở mạnh khi đặt trong nước do các phân tử nước xâm nhập vào khoảng giữa các lớp. Do đó giới hạn chảy của monmorilonit rất cao.

Clorit thường dùng để gọi lớp silicat 2 : 1 : 1 do sự có mặt của lớp hidroxit kim loại kẹp giữa đơn vị 2 : 1. Dải ở giữa lớp thường hiểu là lớp bruxit, tên của khoáng vật bruxit có magiê là cation trong sự sắp xếp khối tám mặt. Một số thay thế đồng hình của Mg^{2+} bằng Al^{3+} tồn tại trong lớp trung gian này. Do có mặt lớp này, Clorit có diện tích bề mặt và CEC thấp không bị trương nở trong nước.

Phải nhấn mạnh rằng thành phần của khoáng vật lí tưởng đơn độc bất kì được mô tả ở trên hiếm khi biểu hiện toàn bộ trong phần hạt sét. Một số khoáng vật có mặt trong đất đã cho và một hay nhiều khoáng vật này có thể chế ngự thành phần, nhưng hiếm khi đất biểu hiện đặc trưng quá mức của một khoáng vật lí tưởng. Các lớp tiếp theo có thể thuộc về các khoáng vật khác nhau. Chúng có thể không được liên kết với nhau theo cách đã được khái quát hoá. Các khoáng vật có lớp hỗn hợp này có thể có cấu trúc dự đoán (chẳng hạn mỗi lớp khác là ilit hay monmorilonit) hoặc cấu trúc hoàn toàn ngẫu nhiên.

1.5. VAI TRÒ CỦA THÀNH PHẦN ĐẾN HÀNH VI KĨ THUẬT CỦA ĐẤT

Trong mục này chúng ta xem xét ảnh hưởng của thành phần đến các tính chất kĩ thuật của đất. Đặc trưng cơ bản hay dấu hiệu của đất thường được quy định bởi thành phần khoáng vật. Với phần trăm pha rắn đã cho trong đất, có thể dự báo được độ sệt của đất qua thành phần khoáng vật. Bảng 1.4 cho thấy phạm vi giới hạn Atterberg cho các khoáng vật trình bày ở mục trước.

Bảng 1.4. Giới hạn Atterberg và hoạt tính của các khoáng vật sét lí tưởng

Khoáng vật	Giới hạn chảy (%)	Giới hạn dẻo (%)	Giới hạn co ngót (%)	Hoạt tính*
Kaolinit	30 - 100	25 - 40	25 - 29	0,5
Haloysit	50 - 70	47 - 60		0,1
Ilit	60 - 120	35 - 60	15 - 17	0,5 - 1
Monmorilonit	100 - 900	50 - 100	8,5 - 15	1 - 7
Clorit	44 - 47	36 - 40		

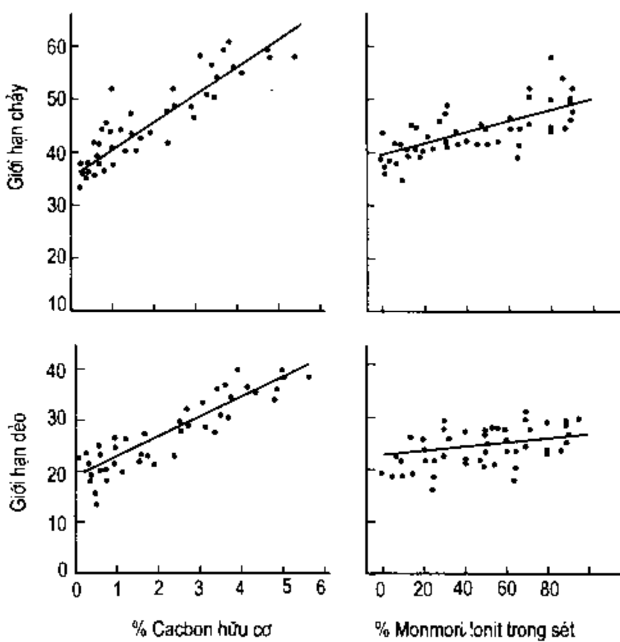
* Hoạt tính của đất là tỉ số của chỉ số dẻo (giới hạn chảy - giới hạn dẻo) với phần trăm phần hạt có kích thước < 2μm (theo Mitchell 1993).

Dĩ nhiên một trong những ảnh hưởng tác động quan trọng nhất của thành phần khoáng vật có liên quan với sự tương tác giữa các pha rắn và chất lỏng lỗ rỗng. Sự khác nhau lớn về diện tích bề mặt khoáng vật tạo ra sự khác nhau trong vận chuyển khối của các chất ô nhiễm ở giữa chất lỏng lỗ rỗng và lực hút dính của pha rắn. Sự khác nhau về CEC cũng làm cho tính dẫn của đất khác nhau. Điện tích âm không cân bằng của khoáng vật (được phản ảnh bởi CEC) khiến các khoáng vật tương tác với các cation có mặt trong chất lỏng lỗ rỗng. Sự trao đổi ion này giữa pha rắn và pha lỏng làm biến đổi sự cân bằng điện tích của các hạt. Trong chương 2, chúng ta sẽ nghiên cứu điện hoá tại bề mặt sét đóng vai trò quan trọng trong việc định hướng các hạt như thế nào và các lỗ rỗng được hình thành ra sao. Kết quả cuối cùng của tương tác này là biến đổi hiện tượng dẫn truyền của đất. Dẫn chứng này thể hiện khi chúng ta thảo luận lí thuyết lớp kép trong chương 2, cấu trúc mà khối đất đạt được phụ thuộc vào các tương tác giữa các pha rắn và chất lỏng lỗ rỗng.

Tỉ lệ tương đối của pha khí và pha nước trong đất biến đổi cũng đóng vai trò quan trọng trong khả năng vận chuyển của đất, nước và khí có thể vận chuyển dễ dàng trong đất hay không có liên quan trực tiếp tới tỉ lệ thể tích của các pha này. Sự cùng tồn tại của hai pha này trong khoảng trống lỗ rỗng tạo ra một số yêu cầu khác thường khi mô hình hoá hiện tượng lan truyền khối và vận chuyển chất ô nhiễm. Nội dung này được đề cập đến trong chương 3 và 4.

Mặc dù có ảnh hưởng đến một số tính chất kĩ thuật quan trọng, nhưng thường bỏ qua sự có mặt vật chất hữu cơ có trong đất. Vật chất hữu cơ, cả khi có tỉ lệ thể tích tương đối nhỏ, có tác động lớn đến khả năng hấp phụ nước. Sự quan trọng của vật chất hữu cơ được mô tả rõ nhất trong hình 1.19; hình cho thấy giới hạn chảy tăng khi lượng cacbon và monmorilonit tăng lên. Rõ ràng là chỉ đơn thuần 5% cacbon hữu cơ sẽ làm tăng giới hạn chảy của đất nhiều hơn là khi tăng tỉ lệ momonrilonit tới 80%. Ảnh hưởng cũng như

thế đối với giới hạn dẻo. Với các tính chất cơ học của đất, vật chất hữu cơ làm giảm trọng lượng đơn vị khô lớn nhất và lực dính của đất (Franklin et al., 1973). Khả năng trao đổi cation có thể tăng nhiều khi có mặt vật chất hữu cơ trong đất. Thường vật chất hữu cơ quyết định đến 30 - 90% khả năng hấp phụ của khoáng vật. Trung bình, khả năng trao đổi cation của đất tăng khoảng 2 mEq/100g cho mỗi 1% vật chất hữu cơ được mùn hoá hoàn toàn (Lyon et al., 1952). Vật chất hữu cơ cũng là nguồn dinh dưỡng rất tốt, có tầm quan trọng trong cứu chữa sinh học vùng bị ô nhiễm.



Hình 1.19: Ảnh hưởng của lượng cacbon hữu cơ và monmorilonit đến a) giới hạn chảy và b) giới hạn dẻo (Theo Odell et al., 1960)

Bảng 1.5 tổng hợp các vấn đề kĩ thuật quan trọng được khống chế bởi quy mô của thành phần đất khác nhau. Chúng ta sẽ xem xét trong các chương còn lại của cuốn sách, mỗi quy mô là quan trọng ngang nhau khi xem xét các vấn đề địa môi trường ứng dụng.

Bảng 1.5. Các xem xét kĩ thuật thích hợp cho các quy mô khác nhau của thành phần đất

Quy mô	Mô tả thành phần	Các vấn đề kĩ thuật bị thành phần khống chế
Vĩ mô	Mặt cắt thổ nhưỡng	Loại vật liệu: đá (nứt nẻ) hay đất, độ sâu nghiên cứu ?
Thành phần pha	Hệ số rỗng, độ rỗng, độ bão hoà, độ ẩm, trọng lượng đơn vị	Dòng bão hoà và không bão hoà; cố kết, nén chặt.
Thành phần rắn	Sự phân bố cỡ hạt, các giới hạn Atterberg	Tương tác rắn - lỏng; vật lí hay lí hoá ?
Thành phần khoáng vật	CEC, diện tích bề mặt	Cấu trúc đất, lan truyền và vận chuyển khối

Chương 2

CẤU TRÚC ĐẤT

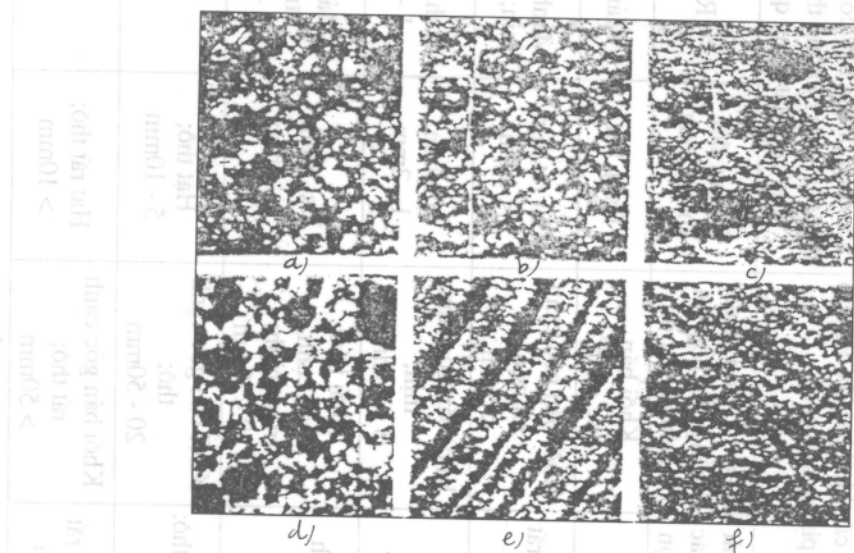
2.1. GIỚI THIỆU

Như ta đã thấy trong chương 1, trong các giai đoạn thành tạo thiên nhiên đã tạo ra khá nhiều thành phần đất khác nhau. Khi các biến đổi thêm do con người gây ra như quá trình xây dựng (chẳng hạn như đầm chặt), thì nhiệm vụ xác định sự biểu hiện vật lí của đất trở nên rất khó khăn. Thuật ngữ *kết cấu* thường dùng để chỉ sự sắp xếp vật lí của các hạt riêng biệt trong đất. Chúng ta sẽ xem xét vắn tắt sự nhận biết một "hạt", bản thân nó là một vật chất đánh giá trong đất sét. Nhóm các hạt nhỏ sét đơn độc khi hợp thể lại để thành các loại đất khác nhau gọi là *một hạt*. Thuật ngữ *cấu trúc* được dùng không chỉ để cập sự sắp xếp vật lí bên trong đất như kết cấu, mà còn đề cập đến sự ổn định hay sự toàn vẹn của đất. Yong và Sheeran (1973) định nghĩa kết cấu là "sự sắp xếp vật lí của các hạt đất và bao gồm khoảng cách hạt và sự phân bố kích cỡ lỗ rỗng", còn định nghĩa cấu trúc của đất là "tính chất của đất cho khả năng toàn vẹn của nó". Ngoài khoảng cách các hạt và sự phân bố kích cỡ lỗ rỗng, cấu trúc của đất còn bao hàm thành phần khoáng vật và hoá học của ba pha có ảnh hưởng đến các lực giữa các hạt. Mặc dù hai thuật ngữ kết cấu và cấu trúc thường được dùng đồng nghĩa, sự khác nhau lớn là trong các lĩnh vực mà sự ổn định vật lí của đất là quan trọng. Ví dụ, bản chất nhạy cảm của đất chảy, sụt lở và trương nở không giải thích được nếu chỉ xem xét riêng về kết cấu; mà cần phải xem xét ảnh hưởng lẫn nhau của các lực lí hoá giữa các hạt hay các nhóm hạt.

Hầu hết các nhận thức hiện thời về các hạt tự nhóm lại với nhau như thế nào là dựa trên các quan sát bằng kính hiển vi quang học hay điện tử. Ví dụ, hình 2.1 cho thấy vi ảnh của sáu vật liệu khác nhau có cùng độ phóng đại. Do đánh giá chủ quan liên quan với sự quan sát mô hình, thuật ngữ liên quan với cấu trúc đất rất rộng. Nhiều thuật ngữ thường dùng lộn xộn mặc dù các định nghĩa của chúng là chặt chẽ trong các môn học khác. Một ví dụ thú vị là cách sử dụng cấu trúc kết bông và hợp thể. Các thuật ngữ này được dùng đồng nghĩa, mặc dù thuật ngữ sau được dùng để chỉ không phải sự kết bông thuần tuý giữa các hạt mà là sự kết bông được gắn kết.

Sự quan tâm của chúng ta trong nghiên cứu cấu trúc đất xuất phát từ thực tế là cấu trúc đóng vai trò quan trọng trong cách thức các chất ô nhiễm được vận chuyển trong đất. Độ rỗng và sự phân bố kích cỡ lỗ rỗng phụ thuộc trực tiếp vào cấu trúc đất. Các thông số này khống chế các đặc trưng lan truyền và vận chuyển khối trong đất. Chúng ta sẽ bắt đầu với sự thảo luận về cấu trúc đất được nhận thức tại các quy mô quan sát khác

nhau như thế nào và chú trọng vào sự sắp xếp hạt nguyên tố tham gia vào các đặc trưng khác thường của đất đã cho. Trong quá trình này, nghiên cứu khoáng vật sét và các lực giữa các hạt hoạt động tại quy mô của một bản sét riêng biệt.



Hình 2.1: *Các ví dụ về các vật liệu rỗng tự nhiên (X10)*
a) Cát bãi biển; b) Cát kết; c) Đá vôi; d) Bánh mì mạch đen; e) Gỗ; f) Phổi người. (Theo Collins, 1961).

2.2. CÁC QUY MÔ CẤU TRÚC ĐẤT KHÁC NHAU

Theo quy mô quan sát khác nhau, cấu trúc đất biểu hiện ở các cách không giống nhau. Quan sát bằng mắt kích thước và hình dạng các cục đất riêng biệt, ta có thể biểu thị đặc điểm tương đối dễ dàng mẫu đất ở lớp trên cùng - thổ nhưỡng. Khi khảo sát cục đất đó bằng kính hiển vi có thể thấy các hạt riêng biệt được sắp xếp khác nhau và các nhóm hạt, để biểu thị đặc điểm là cần phải có thêm một số thuật ngữ.

Các cục đất có thể thấy tựa như các hợp thể. Các hợp thể này có phạm vi kích thước từ hàng milimet đến vài centimet. Bộ Nông nghiệp Mỹ (USDA) đưa ra sơ đồ phân loại cấu trúc của hợp thể dựa trên kích thước và hình dạng của chúng. Sơ đồ phân loại này, được thấy trong bảng 2.1, dùng chủ yếu ba khái niệm để mô tả đặc trưng kích thước và hình dạng: *dạng tấm, dạng lăng trụ* và *dạng khối*. Ba yếu tố cơ bản này được thấy trong hình 2.2. Cấu trúc dạng tấm khi có trục nằm ngang dài hơn trục thẳng đứng (E trong hình 2.2), trong khi cấu trúc lăng trụ thì trục thẳng đứng chiếm ưu thế. Cấu trúc dạng cột không có chóp tròn được gọi là lăng trụ (A) và có chóp tròn gọi là cột (B). Cấu trúc khối được dùng để biểu thị các khối hợp thể có kích thước tới 10cm, với các mặt phẳng có góc (C) hay hơi có góc (D). Nó cũng bao gồm các hình phỏng cầu nhỏ hơn được chia nhỏ thêm thành cục đất, hay các hạt nhỏ (F) dựa trên chúng biểu hiện có lỗ rỗng hay không.

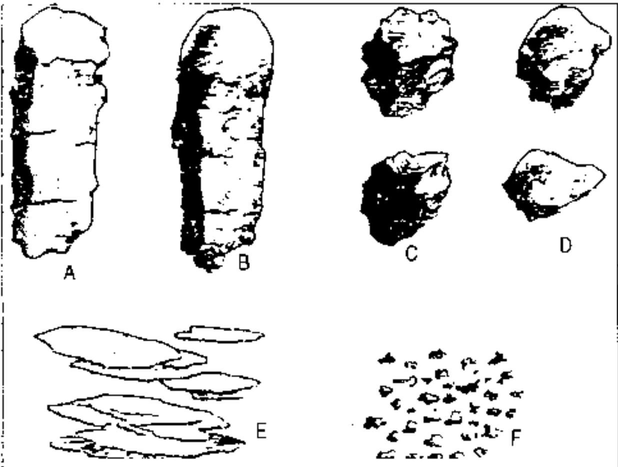
Bảng 2.1. Các loại và sự phân loại cấu trúc đất

Lớp	Loại (dạng và sự sắp xếp)						
	Giống hình tấm với một kích thước (thẳng đứng) giới hạn và kém hơn nhiều hai kích thước khác; sắp xếp quanh một mặt phẳng nằm ngang; các mặt hầu hết nằm ngang	Giống hình trụ với hai kích thước (nằm ngang) giới hạn và tương đối nhỏ hơn kích thước thẳng đứng; sắp xếp quanh một đường thẳng đứng; các mặt thẳng đứng xác định rõ		Giống như khối, khối đa diện hay hình cầu, với ba kích thước có cùng độ lớn được bố trí xung quanh một điểm			
				Giống như khối; các khối hay đa diện có các mặt phẳng hay cong		Dạng phỏng cầu hay đa diện có các mặt phẳng hay cong; các mặt này ít hay không thuận tiện cho các mặt xung quanh	
		Không có chóp tròn	Có chóp hình tròn	Các mặt được dát phẳng hầu hết các chóp là góc nhọn	Các mặt tròn và dát phẳng hỗn hợp với nhiều chóp tròn	Tương đối không rỗng	Rỗng
	Tấm	Lăng trụ	Cột	Khối góc cạnh [a]	Khối bán góc cạnh [b]	Dạng hạt	Mảnh vụn
Rất mịn hay rất mỏng	Tấm rất mỏng; < 1mm	Lăng trụ rất mịn; < 10mm	Cột rất mịn; < 10mm	Khối góc cạnh rất mịn; < 5mm	Khối bán góc cạnh rất mịn; < 5mm	Hạt rất mịn; < 1mm	Mảnh vụn rất mịn; < 1mm
Mịn hay mỏng	Tấm mỏng; 1 - 2mm	Lăng trụ mịn; 10 - 20mm	Cột mịn; 10 - 20mm	Khối góc cạnh mịn; 5 - 10mm	Khối bán góc cạnh mịn; 5 - 10mm	Hạt mịn; 1 - 2mm	Mảnh vụn mịn; 1 - 2mm
Trung bình	Tấm trung bình; 2 - 5mm	Lăng trụ trung bình; 20 - 50mm	Cột trung; 20 - 50mm	Khối góc cạnh trung bình; 10 - 20mm	Khối bán góc cạnh trung bình; 10 - 20mm	Hạt trung; 2 - 5mm	Mảnh vụn trung; 2 - 5mm
Thô hay dày	Tấm dày; 5 - 10mm	Lăng trụ thô; 50 - 100mm	Cột thô; 50 - 100mm	Khối góc cạnh thô; 20 - 50mm	Khối bán góc cạnh thô; 20 - 50mm	Hạt thô; 5 - 10mm	
Rất thô hay rất dày	Tấm rất dày; > 10mm	Lăng trụ rất thô; > 100mm	Cột rất thô; > 100mm	Khối góc cạnh rất thô; > 50mm	Khối bán góc cạnh rất thô; > 50mm	Hạt rất thô; > 10mm	

a- Đôi khi gọi là hạt, hột từ "góc cạnh" thường được quên đi.

b- Đôi khi gọi là dạng quả hạch.

Mặc dù sự phân loại cấu trúc đất của USDA cho phương thức đơn giản để biểu thị đặc điểm các hợp thể, nó không cho phép chúng ta tiếp cận các quy mô nhỏ hơn phạm vi kích thước trông thấy. Chính tại các quy mô nhỏ, cấu trúc đất sẽ đóng vai trò quan trọng, dễ làm biến đổi sự phân bố kích cỡ lỗ rỗng và các tương tác hoá học xảy ra giữa chất lỏng lỗ rỗng và pha rắn. Khó khăn khác liên quan với sự phân loại của USDA là thực tế không có khả năng để gán một kích cỡ tuyệt đối cho hợp thể trông thấy bất kì ở ngoài trời là do hợp thể luôn có thể vỡ ra thành các nhóm hạt nhỏ hơn. Sự phân bố các nhóm hạt do vậy phụ thuộc vào phương thức cơ học dùng để chia tách chúng từ hợp thể khác.



***Hình 2.2:** Các loại cấu trúc đất*
A - lăng trụ; B - cột; C - khối góc cạnh;
D - khối hơi góc cạnh; E - tấm;
F - hạt (theo USDA, 1951).

Điều đó dẫn chúng ta cần xem xét các đặc trưng của cấu trúc đất ở quy mô nhỏ hơn. Collin và McGrown (1974) đã nghiên cứu các cấu trúc biểu hiện của đất sét, bụi và cát được cố kết thông thường hay hơi quá cố kết từ các vị trí địa lí khác nhau. Các loại đất này liên quan với các môi trường và các quá trình trầm tích khác nhau. Hai loại sắp xếp khác nhau ở trong nghiên cứu này là:

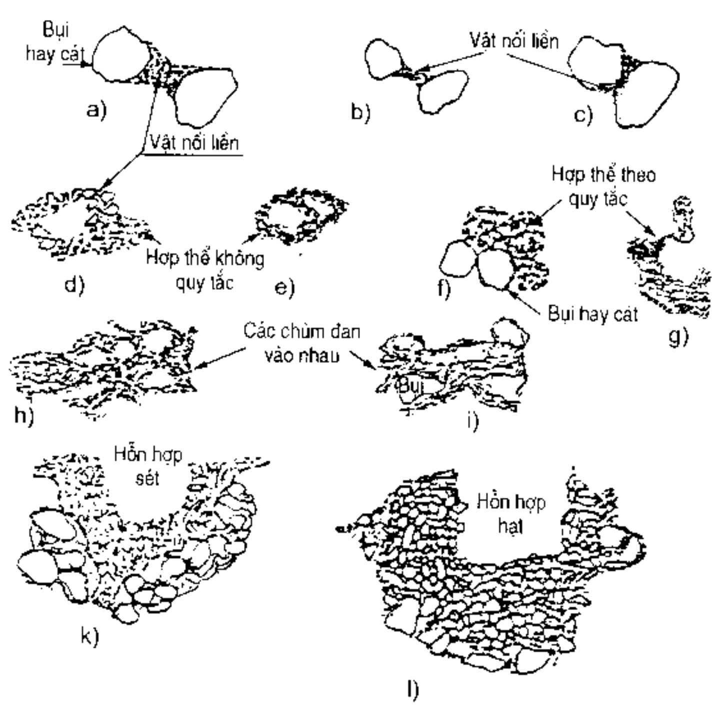
Loại 1: hạt nguyên tố sắp xếp bao gồm các hạt sét, bụi và cát đơn lẻ.

Loại 2: các tập hợp hạt bao gồm một hay nhiều dạng sắp xếp hạt nguyên tố hay các tập hợp hạt nhỏ hơn.



***Hình 2.3:** Biểu hiện sơ đồ các sắp xếp hạt nguyên tố*
a) Tương tác tấm sét nhỏ đơn lẻ; b) Tương tác hạt bụi hay cát đơn lẻ;
c) Tương tác nhóm dải sét; d) Tương tác hạt bụi hay cát được bao phủ;
e) Tương tác hạt chỉ có thể được một phần (theo Collin và McGrown, 1979).

Hai loại sắp xếp này liên quan với các quy mô khác nhau của lỗ rỗng sẽ thảo luận sau. Hình 2.3 cho thấy sơ đồ sắp xếp loại 1 tại quy mô hạt. Rất có khả năng là đất đã cho biểu hiện nhiều hơn một của các sắp xếp cạnh nhau. Một quan sát quan trọng củng cố sơ đồ đặc trưng này là đất của các môi trường khác nhau và của các kiểu trầm tích khác nhau biểu hiện các sắp xếp tương tự nhau. Hình 2.4 cho thấy sơ đồ loại sắp xếp 2, chúng là các tập hợp và do vậy có quy mô kích thước cao hơn phần nào. Một số ảnh chụp hiển vi do Collins và McGrown (1974) công bố dường như gợi lên là có khả năng vẽ phác các đường biên của tập hợp. Ngoài ra, các tập hợp tương tự tìm thấy có mặt trong đất có các yếu tố môi trường và trầm tích biến đổi rộng, nhưng vẫn có thể sử dụng sơ đồ đặc trưng tổng quát.



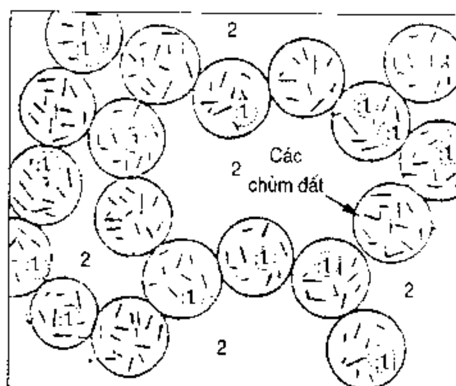
***Hình 2.4**: Biểu hiện sơ đồ các tập hợp hạt*
a, b, c) Các vật nối liền; d) Các hợp thể không quy tắc được liên kết bằng các tập hợp nối liền; e) Các hợp thể không quy tắc hình thành sự sắp xếp hình trang trí tổ ong; f) Các nhóm hạt quy tắc tương tác với các hạt bụi hay cát; g) Hợp thể có quy tắc tương tác với khối hạt; h) Các chùm sét được đan vào nhau; j) Các chùm sét được đan vào nhau với các thể vùi là bụi; k) Khối hạt sét; l) Khối hạt dạng hạt.

2.3. KÍCH CỠ LỖ RỖNG LIÊN QUAN VỚI CẤU TRÚC ĐẤT

Sự phụ thuộc quy mô của cấu trúc đất phản ảnh trong sự biến đổi mạnh kích cỡ lỗ rỗng của đất. Biểu thị đặc điểm các lỗ rỗng có liên quan với cấu trúc đất đã cho là một

nhiệm vụ khó khăn. Dullien (1992) ghi nhận khó khăn này khi nói "Không có thể định nghĩa hoàn toàn tổng quát về lỗ rỗng, một lỗ rỗng được định nghĩa là một phần của khoảng trống được bao bởi các bề mặt pha rắn và bởi các mặt phẳng dựng lên ở nơi bán kính thuỷ lực của khoảng trống biểu hiện tối thiểu, tương tự như một buồng được định nghĩa gồm các tường và các cửa sổ được mở ra cho nó". Hình dạng và kích thước các lỗ rỗng là cực kì quan trọng giúp chúng ta định lượng lưu lượng và đánh giá sự đánh bẫy các chất ô nhiễm. Các nội dung chi tiết về ba khía cạnh này sẽ được trình bày trong ba chương tiếp sau, ở đây chúng ta chủ yếu xem xét vấn đề phụ thuộc quy mô của đặc điểm lỗ rỗng.

Sự tồn tại các hợp thể đối với các lỗ rỗng rễ cây, khe nứt và vết nứt cho quy mô lớn nhất tại đó có thể mô tả đặc điểm lỗ rỗng. Các lỗ rỗng này tạo nhóm các lỗ rỗng quan trọng còn bị tránh né là do không thể mô phỏng chúng trong phòng thí nghiệm và do vậy không thể dự đoán thích hợp ảnh hưởng của chúng đến sự vận chuyển chất ô nhiễm ở ngoài trời. Phạm vi kích thước tiếp theo của lỗ rỗng hình thành do sự sắp xếp của các tập hợp hạt. Sự quan trọng kém hơn là vì kích thước của chúng nhỏ hơn và các lỗ rỗng hình thành bên trong sự sắp xếp hạt nguyên tố. Olsen (1962), đã định nghĩa hai loại lỗ rỗng, lỗ rỗng ở giữa cụm và lỗ rỗng bên trong cụm, ở đây cụm được xem là một nhóm các hạt hay tổ hợp hạt thành đơn vị lớn hơn (hình 2.5). Sự phân loại này được Olsen dùng để quan sát sự đóng góp tương đối của hai nhóm lỗ rỗng và để nghiên cứu ảnh hưởng của hợp thể hạt đến tốc độ thấm qua đất.



Hình 2.5: Phân loại lỗ rỗng theo Olsen (1962)
1. Các lỗ rỗng ở trong chùm;
2. Các lỗ rỗng ở giữa các chùm.

Collins và McGrown (1974) đưa ra sự phân loại khác dựa trên các quan sát về kết cấu đất đã đề cập ở trên. Bốn loại lỗ rỗng được đề nghị trong nghiên cứu này là:

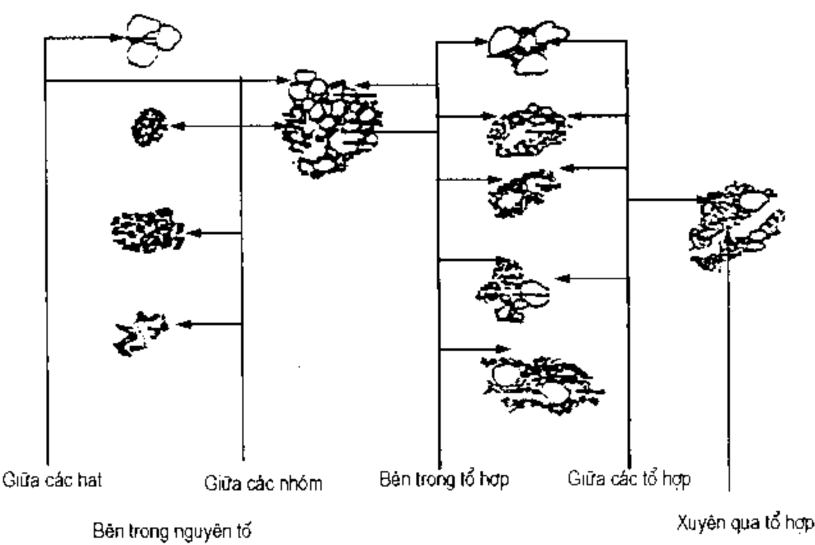
1. Các lỗ rỗng bên trong nguyên tố tồn tại bên trong các sắp xếp hạt nguyên tố khác nhau, bao gồm cả các lỗ rỗng bên trong hạt và các lỗ rỗng bên trong nhóm (các lỗ rỗng này tồn tại giữa các nhóm của các phiến sét).

2. Các lỗ rỗng bên trong tổ hợp tồn tại ở trong các tổ hợp hạt hay ở giữa các tổ hợp hạt nhỏ hơn trong một tổ hợp lớn hơn.

3. Các lỗ rỗng bên trong tổ hợp tồn tại giữa các tổ hợp hạt.

4. Các lỗ rỗng xuyên qua tổ hợp, chúng lớn hơn về kích thước so với các lỗ rỗng khác, vắt ngang một số tổ hợp trong kết cấu đất.

Bốn loại này được thấy theo sơ đồ hình 2.6. Thường khó khăn để phân biệt các lỗ rỗng ở trong và ở ngoài tổ hợp, và tương tự giữa lỗ rỗng bên trong và xuyên qua tổ hợp. Vì lí do này, sự chia nhóm có thể không thực tế, chỉ có ba nhóm là thuận tiện do Matchell (1993) đưa ra ba kết cấu này là kết cấu vi mô, nhỏ và vĩ mô. Kết cấu vi mô bao gồm các sắp xếp hạt nguyên tố với các lỗ rỗng rất nhỏ ở giữa chúng, kết cấu nhỏ bao gồm các lỗ rỗng ở giữa các tổ hợp và kết cấu vĩ mô đề cập đến các lỗ rỗng xuyên qua tổ hợp gồm có các khe nứt, đường nứt, các hốc rễ, thường hiểu rằng dòng chất lỏng qua đất bị khống chế trước tiên bởi các kết cấu nhỏ và kết cấu vĩ mô của đất, còn kết cấu vi mô ít ảnh hưởng đến.



Hình 2.6: *Biểu hiện sơ đồ các dạng khoảng rỗng (theo Collins và McGrown, 1974)*

2.4. SỰ SẮP XẾP CÁC HẠT ĐƠN

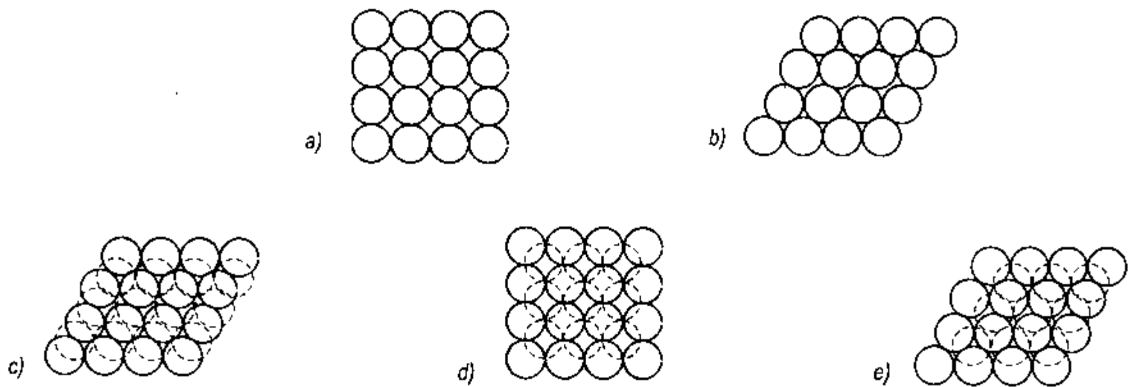
Sau khi xem xét sự phức tạp về đặc trưng của cấu trúc đất và lỗ rỗng có liên quan, nay ta tiến hành nhận biết cơ cấu liên quan trong khi nhóm các hạt ở quy mô nhỏ nhất. Chúng ta sẽ xem xét vắn tắt số lớn các lực lí hoá hoạt động tại quy mô của một hạt đơn lẻ để cho hợp thể trông thấy được của đất có cấu trúc phức tạp. Sẽ hữu ích cho ta khi bắt đầu bằng cát và bụi, là vì các sắp xếp đơn giản hơn sét rất nhiều. Không giống sét, trong sắp xếp hạt của cát và bụi chỉ có ít tương tác hoá học.

Số cách thức mà các hạt hình cầu có cùng kích thước được đóng gói giới hạn. Do đồng nhất, ta có thể chèn các hạt này, và có khả năng dự đoán về toán học thể tích khoảng rỗng chiếm chỗ cho cách sắp xếp chèn đã cho. Hình 2.7 cho thấy năm kiểu sắp xếp chèn lấp có quy luật của các hình cầu bằng nhau. Sự sắp xếp khối thấy trong trường hợp a) đáp ứng dung trọng nhỏ nhất và độ rỗng lớn nhất với số toạ độ (các điểm tiếp xúc cho mỗi hình cầu) là 6 và độ rỗng thể tích trung bình là 47,64%. Sắp xếp lăng trụ và tứ

diện cho trạng thái đóng gói chặt nhất với số toạ độ là 12 và độ rỗng thể tích trung bình là 25,95%. Bảng 2.2 cho thấy các tính chất của các đóng gói bình thường trung gian.

Bảng 2.2. Các tính chất của các sắp xếp đóng gói theo quy tắc các khối cầu có cùng kích thước (theo Deresiewics, 1958)

Loại đóng gói	Số toạ độ	Khoảng cách lớp (R = bán kính)	Thể tích của đơn vị	Độ rỗng (%)	Hệ số rỗng
Khối đơn	6	2R	$8R^3$	47,64	0,91
Tứ diện - khối	8	2R	$4\sqrt{3}R^3$	39,54	0,65
Cầu - tứ diện	10	$R\sqrt{3}$	$6R^3$	30,19	0,43
Lăng trụ	12	$R\sqrt{2}$	$4\sqrt{2}R^3$	25,95	0,34
Tứ diện	12	$2R\sqrt{2/3}$	$4\sqrt{2}R^3$	25,95	0,34



Hình 2.7: Mô hình đóng gói theo quy ước của các hình cầu có cùng kích thước a) Khối đơn; b) Tứ diện khối; c) Hình cầu - tứ diện; d) Lăng trụ; e) Tứ diện. (nguồn: Deresiewics, 1958)

Tương tự các đóng gói thông thường, đóng gói ngẫu nhiên cũng phát hiện thấy có liên quan với phạm vi đặc trưng của độ rỗng. Ví dụ, Haughey và Beveridye (1969) đã chia ra bốn kiểu sắp xếp đóng gói ngẫu nhiên với phạm vi độ rỗng hẹp cho mỗi cách sắp xếp: 1) Đóng gói ngẫu nhiên rất lỏng lẻo với độ rỗng khoảng 0,44, nhận được bằng cách giảm chậm tốc độ trong lớp hoá lỏng; 2) Đóng gói ngẫu nhiên bằng tay lỏng lẻo với phạm vi độ rỗng 0,40 - 0,41, nhận được bằng cách đóng gói ngẫu nhiên các hạt đơn lẻ; 3) Đóng gói ngẫu nhiên bằng cách rót đổ với phạm vi độ rỗng là 0,375 - 0,391, khi các hình cầu được rót vào trong cốc đựng; 4) Đóng gói ngẫu nhiên chặt với độ rỗng 0,359 - 0,375 nhận được khi đóng gói bằng cách rung hay lắc mạnh. Nói chung, số toạ độ là đại diện của kết cấu và có thể dùng để suy ra độ rỗng. Ridway và Tarbuck (1967) cho quan hệ hồi quy giữa số toạ độ u và độ rỗng n như sau:

$$n = 1,072 - 0,1193u + 0,004312u^2 \qquad (2\text{-}1)$$

Các quan hệ tương tự giữa độ rỗng và số toạ độ có trong các sách. Cần cẩn thận khi áp dụng các phương trình hồi quy này cho các hệ đa phân tán - hệ có kích cỡ hình cầu biến đổi, do các quan hệ rất phức tạp. Nói chung, độ rỗng của các hệ tự nhiên bao gồm cát và bụi có kích thước biến đổi nằm trong các giới hạn lí thuyết của các sắp xếp đóng gói đã đề cập ở trên.

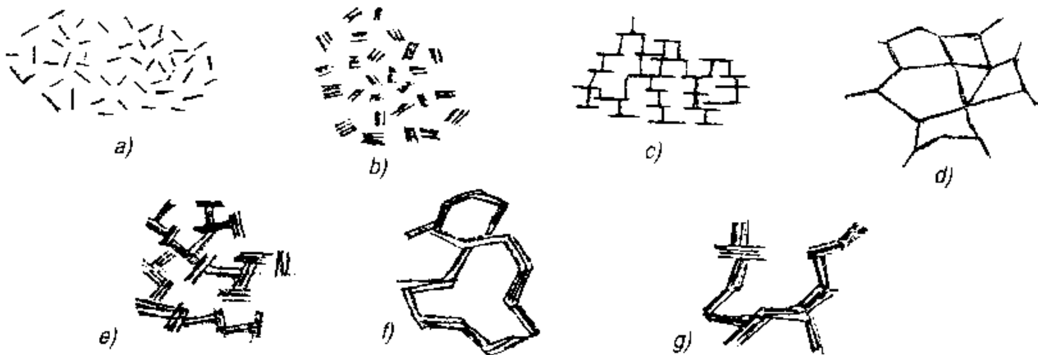
Trong trường hợp sét, sự sắp xếp các hạt đơn lẻ biến đổi lớn do thành phần khoáng vật các hạt thay đổi và liên kết khá phức tạp với nước lỗ rỗng. Các nghiên cứu ban đầu chỉ tập trung vào sự sắp xếp hạt ở trong thể vẩn. Mặc dù có các yếu tố phụ thêm để xem xét các khối đất thực, hiểu biết về sự sắp xếp hạt trong các thể vẩn sét là bước quan trọng đầu tiên để hiểu cấu trúc của sét. Hình 2.8 cho thấy các kết hợp có thể có giữa các hạt sét trong thể vẩn. Thuật ngữ liên quan với các kết hợp này như sau:

Phân tán: không kết hợp mặt với mặt giữa các hạt tồn tại.

Hợp thể: kết hợp mặt với mặt của một số hạt tồn tại.

Kết bông: kết hợp góc với mặt hay góc với góc của các hạt tồn tại.

Tan kết bông: không kết hợp góc với mặt hay góc với góc giữa các hạt tồn tại.



Hình 2.8: Các kiểu liên kết hạt trong các thể vẩn sét và thuật ngữ
a) Phân tán và tan kết bông; b) Hợp thể nhưng tan kết bông;
c) Kết bông góc với mặt nhưng phân tán; d) Kết bông góc với góc nhưng phân tán;
e) Kết bông góc với mặt nhưng hợp thể; f) Kết bông góc với góc nhưng hợp thể;
g) Kết bông góc với mặt và góc với góc và hợp thể (theo Van Olphen, 1977).

Hiểu biết các yếu tố chịu trách nhiệm cho các kết hợp khác nhau thấy trong hình 2.8 là cơ sở để ít nhất dự đoán được định tính các biến đổi cấu trúc của sét do các yếu tố môi trường. Điều này dẫn đến việc nghiên cứu các tương tác sét - nước do sự phân bố các hạt sét riêng lẻ diễn ra qua môi trường của màng nước bị hút về các hạt sét. Hai cơ cấu đầu tiên để sét và nước hấp dẫn nhau là: 1) Bản chất lưỡng cực của phân tử nước kéo các phân tử nước về gần các hạt sét tích điện âm và 2) Các cation bất kì tồn tại ở gần hạt sét

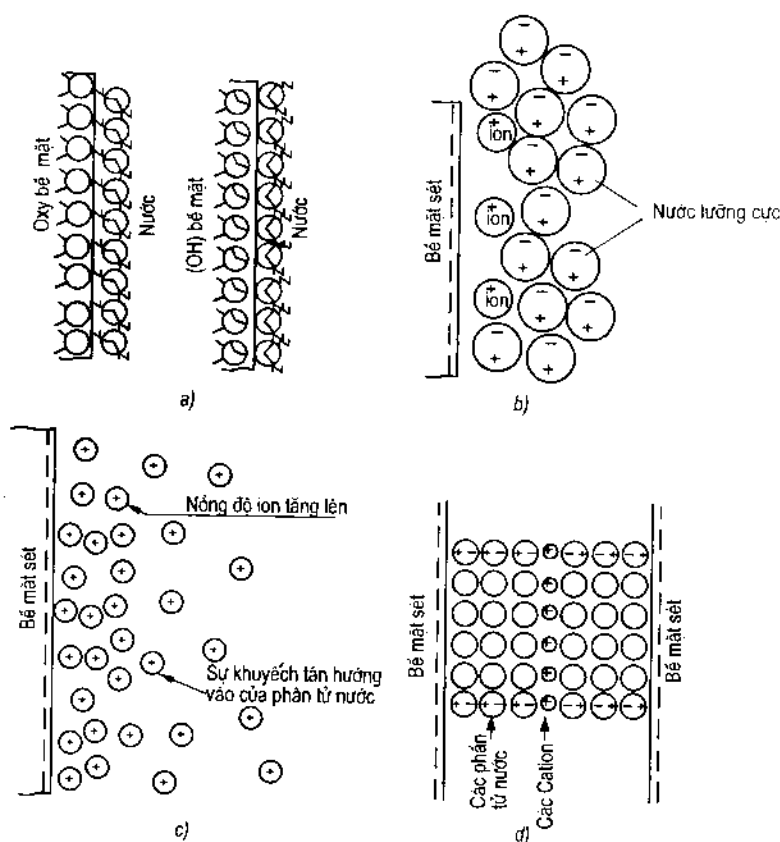
có xu hướng bị hút và hạt sét mang theo chúng nước của thuỷ hoá. Mitchell (1993) chia nhỏ các cơ cấu này thành bốn cơ cấu riêng (hình 2.9):

1. Liên kết hydro giữa hydro và các phân tử nước và oxy hay hidroxin của các bề mặt hạt sét.

2. Thuỷ hoá các cation ở lân cận các hạt sét.

3. Hấp dẫn thẩm thấu do nồng độ các cation ở gần bề mặt hạt tăng và chuyển động của phân tử nước thuận hướng về phía bề mặt hạt để cân bằng nồng độ.

4. Hấp dẫn trực tiếp giữa lưỡng cực nước và bề mặt hạt tích điện do lực thuỷ hoá mạnh của bề mặt và dịch chuyển thuận hướng của các cation xa khỏi bề mặt.

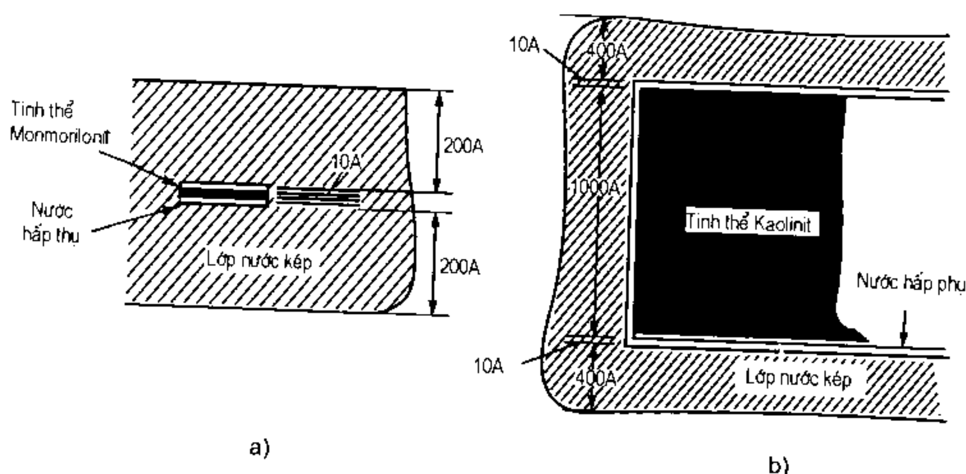


Hình 2.9: *Các kiểu hấp dẫn giữa nước và bề mặt hạt sét*
a) Liên kết hydro; b) Ion thuỷ hoá; c) Hấp dẫn bởi thẩm thấu; d) Hấp dẫn lưỡng cực
(theo Mitchell, 1993)

Các lực hút nước về hạt sét giảm theo khoảng cách - Lambe (1958) chia nước bị hút thành ba loại dựa trên độ lớn tương đối của lực này: nước hấp phụ, nước lớp kép và nước tự do. Nước hấp phụ có bề dày chỉ vài phân tử (vào khoảng 10Å) được giữ bởi các lực mạnh mẽ vì cần tới 10.000atm để có thể kéo các phần tử nước ra khỏi bề mặt. Nước lớp

kép trong một số thuật ngữ phân loại thường gộp với nước hấp phụ, được hút bởi các lực kém mạnh hơn, dễ cho dòng thấm diễn ra song song với bề mặt hạt nhưng khó kéo nước mà không thay thế liên tục. Rõ ràng, bề dày các lớp này phụ thuộc vào mật độ điện tích của bề mặt hạt, ở trong các thông số khác. Mật độ điện tích càng cao thì bề dày các lớp này càng lớn và ngược lại. Hình 2.10a và 2.10b biểu hiện sự phụ thuộc của bề dày các lớp nước này vào mật độ điện tích. Kaolinit có mật độ điện tích cao nên lớp nước dày hơn monmorilonit. Điều này không dẫn đến kết luận là độ ẩm của hệ monmorilonit thấp hơn độ ẩm của kaolinit. Điều trái ngược mới thực là do điện tích bề mặt đặc trưng của monmorilonit lớn hơn kaolinit nhiều. Việc xem xét lớp kép là rất quan trọng trong các hệ đất là vì hầu hết nước lỗ rỗng trong đất ở hiện trường được chứa ở lớp này.

Các hạt riêng biệt tiếp xúc nhau qua các lớp nước. Sự tương tác các lực của các lớp nước của hai hạt tiếp xúc, kết hợp với các lực bên ngoài và các biến đổi môi trường khống chế sự sắp xếp hạt.



Hình 2.10: *So sánh bề dày lớp nước*

a) Tinh thể monmorilonit; b) Tinh thể kaolinit (theo Lambe, 1958)

Hai bề mặt khoáng có lúc nào tiến đến tiếp xúc vật lí hay không là vấn đề còn tranh cãi. Tuy nhiên, cần có nhận thức về các yếu tố khác nhau tác động đến các lực hấp dẫn và đẩy nhau giữa hai hạt để hiểu các ảnh hưởng môi trường của sự sắp xếp hạt. Việc xử lí lí thuyết lớp kép dựa trên tĩnh điện cho chúng ta sự hiểu biết này.

2.5. LÍ THUYẾT GOUY - CHAPMAN VỀ LỚP KÉP

Gouy (1910) và Chapman (1913) độc lập tìm được biểu thức lí thuyết cho thế điện trong lớp kép, có khả năng cho chúng ta xem xét ảnh hưởng của các tính chất khác nhau của môi trường đến bề dày lớp. Lí thuyết viện dẫn và kết hợp hai phương trình (quen biết) nổi tiếng, một phương trình biểu thị sự biến đổi điện thế với khoảng cách -

phương trình Poisson và phương trình Boltzmann biểu hiện quan hệ giữa sự phân bố ion và điện thế.

Phương trình Poisson biểu hiện là điện thế ψ giảm theo khoảng cách từ nguồn, tức là bề mặt hạt sét với điện thế âm tăng lên. Sự có mặt các điện tích hay ion và hằng số chất điện môi của môi trường khống chế sự giảm điện thế này. Phương trình thường biểu thị ở dạng:

$$\frac{d^2\psi}{dx^2} = -\frac{4\pi\rho}{\epsilon} \qquad (2\text{-}2)$$

Trong đó: x - khoảng cách từ nguồn;

ρ - mật độ điện tích;

∈ - hằng số chất điện môi của môi trường.

Mật độ điện tích trong môi trường là sự góp phần của các anion và cation trong môi trường:

$$\rho = c(v_+ n_+ - v_- n_-) \qquad (2\text{-}3)$$

Trong đó: c - điện tích;

v - hoá trị;

n - số ion cho mỗi thể tích đơn vị;

+ và - ở dưới kí hiệu thể hiện cation và anion tương ứng.

Số ion trong phương trình (2-3) tự khống chế điện thế ψ.

Phương trình Boltzmann cho ta quan hệ thứ hai đối với các cation và anion:

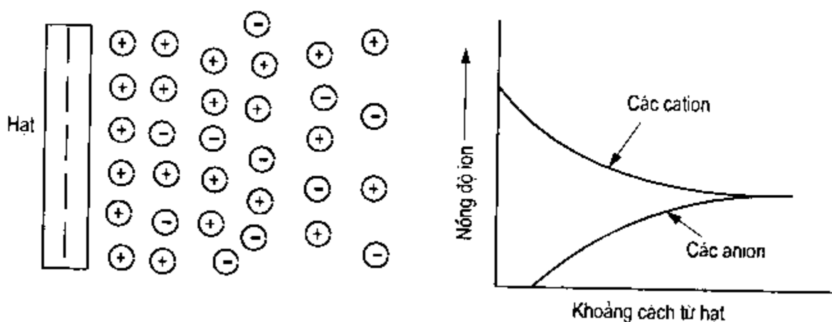
$$n_+ = n_o e^{-(vc\psi/kT)} \qquad (2\text{-}4)$$

$$n_- = n_o e^{(vc\psi/kT)} \qquad (2\text{-}5)$$

Trong đó: n_o - mật độ ion ở xa bề mặt;

k - hằng số Boltmann ($1{,}38 \times 10^{-23}$ JK^{-1});

T - nhiệt độ Kelvins.



Hình 2.11: *Sơ đồ phân bố các ion nằm kề bề mặt sét mang điện tích âm*

Với một hạt sét, điện thế ψ là âm, do vậy lượng cation tăng và lượng anion giảm khi điện thế âm tăng. Khi coi rằng điện thế ψ giảm theo khoảng cách từ bề mặt hạt sét tích điện, sự phân bố các ion có thể biểu thị bằng sơ đồ như thấy ở hình 2.11. Cho trường hợp đơn giản các ion cùng hoá trị, có thể thay các phương trình (2-4) và (2-5) vào phương trình (2-3) để cho:

$$\rho = -2n_o c \sinh\left(\frac{c\psi}{kT}\right) \tag{2-6}$$

Thay phương trình (2-6) vào phương trình (2-2) cho ta biểu thức xác định sự biến đổi ψ theo x:

$$\frac{d^2\psi}{dx^2} = \frac{8\pi n_o c}{\epsilon} \sinh\left(\frac{c\psi}{kT}\right) \tag{2-7}$$

Phương trình (2-7) có thể đơn giản hoá thành:

$$\frac{d^2y}{d\xi^2} = \sinh y \tag{2-8}$$

với hai đại lượng không thứ nguyên

$$y = \frac{c\psi}{kT} \quad \text{và} \quad \zeta = kx \tag{2-9}$$

Trong đó:

$$k = \sqrt{\frac{8\pi c^2 n_o}{\epsilon kT}} \tag{2-10}$$

Bây giờ chúng ta tìm lời giải riêng cho phương trình (2-8) với hai điều kiện biên đặc biệt, một tại bề mặt hạt và một ở khoảng cách tới hạt là vô tận. Các điều kiện biên này có thể biểu hiện như sau:

$$y = 0 \ \text{ và } \ \frac{dy}{d\zeta} = 0 \ \text{ tại } \zeta = \infty \tag{2-11}$$

và

$$y = z = \frac{e\psi_o}{kT} \qquad \text{tại } \zeta = 0 \tag{2-12}$$

Lấy điện thế tại bề mặt hạt là ψ_o. Với các điều kiện biên này, có thể viết lời giải phương trình (2-8) như sau (Verwey và Overbeek, 1948):

$$e^{y/2} = \frac{e^{z/2} + 1 + (e^{y/2} - 1)e^{-\zeta}}{e^{z/2} + 1 - (e^{y/2} - 1)e^{-\zeta}} \tag{2-13}$$

Phương trình (2-13) bao hàm sự suy giảm số mũ của điện thế, giảm từ $y = z(\psi - \psi_o)$ tại bề mặt hạt đến $y = 0$ ($\psi = 0$) tại khoảng cách vô cùng từ bề mặt hạt. Theo Verwey và Overbeek (1948) có thể thực hiện một số đơn giản hoá cho lời giải này đối với một số trường hợp đặc biệt. Ba đơn giản hoá phổ biến là cho các trường hợp $z << 1$, z = vô cùng và $\xi >> 1$. Với các trường hợp này, có thể nhận được các lời giải sau:

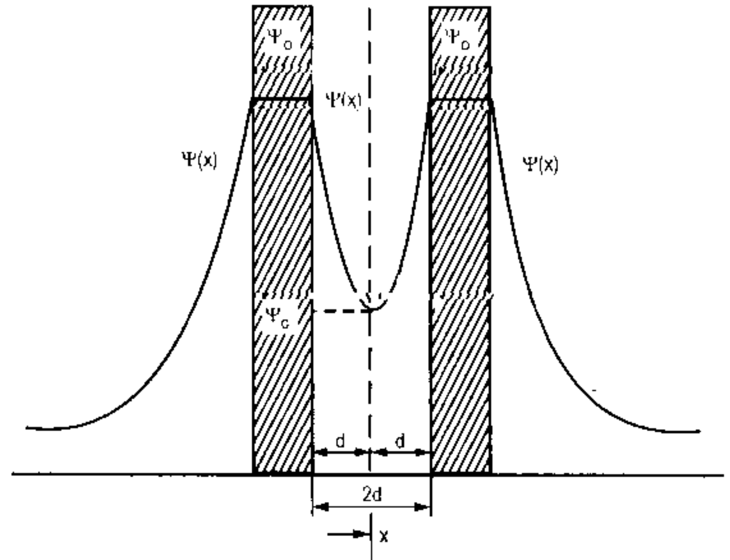
$$\psi = \psi_0 e^{-Kx} \qquad \text{với } z << 1 \qquad (2\text{-}14)$$

$$\psi = \frac{2kT}{e} \ln \coth \frac{Kx}{2} \qquad \text{với } z = \infty \qquad (2\text{-}15)$$

và

$$\psi = \frac{4kT}{e} \left\{ \frac{e^{z/2} - 1}{e^{z/2} + 1} \right\} e^{-\zeta} \qquad \text{với z bất kì và } \zeta >> 1 \qquad (2\text{-}16)$$

Phương trình (2-14) thường được coi là phương trình Debye - Huckel và 1/K biểu thị chiều dài đặc trưng hay bề dày lớp kép (cũng được gọi là chiều dài Debye). Với các điện thế đã biết, bằng các phương trình (2-4) và (2-5) có thể nhận được các phân bố ion.



Hình 2.12: Sơ đồ thể hiện sự biến đổi điện thế giữa hai mặt song song khi so sánh với sự biến đổi điện thế của một bề mặt đơn

Lí thuyết Gouy - Chapmann có thể mở rộng cho trường hợp hai lớp kép tương tác khi hai bề mặt sét ở gần nhau. Trường hợp này thấy trong sơ đồ ở hình 2.12. Phương trình (2-8) lần nữa khống chế sự biến đổi điện thế mặc dù các điều kiện biên khác nhau. Coi biến đổi thế đối xứng ở giữa hai mặt, có thể giải phương trình (2-8) ở giữa x = 0 và x = d với các điều kiện biên sau đây:

$$y = y_c = \frac{c\psi_c}{kT} \text{ và } \frac{dy}{d\xi} \qquad \text{tại } x = d \qquad (2\text{-}17)$$

và

$$y = z = \frac{c\psi_0}{kT} \qquad \text{tại } x = 0 \qquad (2\text{-}18)$$

Với các điều kiện biên này, lời giải phương trình (2-8) sẽ là tích phân eliptic dưới đây và cần được giải bằng phương pháp số:

$$\int_z^{y_c} \frac{dy}{\sqrt{2(\cosh y\ y - \cosh y_c)}} = -Kd \qquad (2\text{-}19)$$

Verwey và Overbeek (1948) đã cho các bảng để giải tìm y_c khi biết z và d. Với các trường hợp đặc biệt, lần nữa lại đơn giản hoá khi tương tác mạnh (tức là $y_c >> 1$) và khi tương tác yếu. Trường hợp sau có lời giải rất đơn giản. Điện thế tại mặt phẳng ở giữa có

thể được ước chừng trong trường hợp khi tổng các điện tích (y'_c) do hai lớp kép được tính tách biệt. Vì thế:

$$y_c = 2y'_c \qquad (2\text{-}20)$$

Với các tương tác yếu, ξ nhất thiết rộng. Do vậy, có thể dùng phương trình (2-16) để tính y'_c cho một lớp kép riêng lẻ ở khoảng cách d. Thay (2-16) vào (2-20), ta có:

$$y_c = 8e^{-Kd}\frac{e^{z/2}-1}{e^{z/2}+1} \qquad (2\text{-}21)$$

Langmuir (1938) đã cho sự đơn giản hoá khác để nhận được điện thế tại mặt phẳng ở giữa khi giả thiết là các bề mặt hạt khá gần nhau nên không có mặt các anion ở giữa chúng và điện thế tại bề mặt hạt là vô cùng. Với các điều kiện này, lời giải của ông có dạng:

$$y_c = 2\ln\frac{\pi}{Kd} \qquad (2\text{-}22)$$

Lời giải tương đối đơn giản này hợp lí so với lời giải chính xác trong (2-19) ở xa $y_c = 1$. Với các giá trị y_c nhỏ hơn 1, có thể dùng phương trình (2-21).

2.6. NHỮNG LỰC TƯƠNG TÁC GIỮA CÁC HẠT SÉT

Trong mục trước, lí thuyết Gouy - Chapman đề cập sự biến đổi điện thế và sự phân bố ion trong các lớp kép khuếch tán, mặc dù với hình dạng lí tưởng. Bây giờ sự sắp xếp các hạt sẽ phụ thuộc vào các hạt đẩy hay hút nhau qua các lớp kép này như thế nào. Cần liên hệ các kết quả của lí thuyết Gouy - Chapman về các lực tương tác giữa các hạt. Do bản chất các điện tích bề mặt, các lực để khuếch tán các lớp kép là lực đẩy. Các lực tương tác giữa hai bề mặt tích điện trong một chất điện phân có thể được hiểu có quan hệ với sự tăng áp lực khi hai bề mặt được tập hợp lại từ vô cùng (tại khoảng cách đó áp lực bằng không) tới khoảng cách chia tách D. Sự tăng áp lực phụ thuộc vào mật độ ion tại mặt phẳng ở giữa và được cho bởi định lí giá trị tiếp xúc (Israelachvili, 1992):

$$P(D) = kT\left[\rho_c(D) - \rho_c(\infty)\right] \qquad (2\text{-}23)$$

Trong đó: P (D) - áp lực giữa các mặt khi hai mặt chia tách bởi khoảng cách D;

$\rho_c(D)$ và $\rho_c(\infty)$ - các mật độ ion tại mặt phẳng giữa hai bề mặt được chia tách tương ứng bởi D và vô cùng.

Để minh hoạ việc tính toán áp lực giữa các bề mặt tích điện, ta hãy lấy trường hợp chất điện phân đơn giản 1: 1 như NaCl. Có thể dùng phương trình (2-6) để nhận được các mật độ điện tích quan hệ với các điện thế tại mặt phẳng ở giữa ψ_c. Khi giả thiết là điện thế mặt phẳng ở giữa bằng không khi hai bề mặt chia tách vô tận, và xem xét cả các cation và các anion thì có thể biểu thị phương trình (2-23) theo:

$$P(D) = kTn_o\left[(e^{-c\psi_c/kT} - 1)(e^{c\psi_c/kT} - 1)\right] \qquad (2\text{-}24)$$

và có thể xấp xỉ bằng:

$$P(D) \approx \frac{n_o C^2 \psi_c^2}{kT} \qquad (2\text{-}25)$$

Khi dùng kết quả ψ_c từ phương trình (2-21) có giá trị khi tương tác giữa các bề mặt yếu và cần nhớ là D = 2d, thì có thể nhận P (D) theo:

$$P(D) = 64kTn_o e^{-KD} tg^2h\left(\frac{c\psi_o}{4kT}\right) \qquad (2\text{-}26)$$

Tương tác giữa hai hạt thường được biểu thị đối với năng lượng cho mỗi diện tích đơn vị W_R, giá trị bằng số của nó đơn thuần là áp lực kết hợp liên quan với D. Vì thế:

$$W_R(D) = 64kTn_o \frac{e^{-KD}}{D} tg^2h\left(\frac{c\psi_o}{4kT}\right) \qquad (2\text{-}27)$$

Năng lượng đẩy do các lớp kép không chỉ là năng lượng tác động khi hai bề mặt tích điện song song tiếp cận nhau. Có các lực hấp dẫn - lực Van der Waals giữa hai bề mặt bất kì do ảnh hưởng qua lại bởi sự chuyển động điện tử của các nguyên tử trên hai bề mặt. Các điện tích dao động do các điện tử chuyển động trên quỹ đạo gây ra mômen điện tức thời và tạo ra sự hấp dẫn giữa hai bề mặt. Đối với hai tấm song song có bề dày δ chia tách nhau khoảng cách 2d năng lực hấp dẫn do các lực Van der Waals W_A được biểu thị theo:

$$W_A = -\frac{A}{48\pi}\left[\frac{1}{d^2} + \frac{1}{(d+\delta)^2} - \frac{2}{(d+\delta/2)^2}\right] \qquad (2\text{-}28)$$

Trong đó: A - hằng số Hamaker và có giá trị 10^{-20}J. Thường tính gần đúng W_A theo các kích thước d và δ xác định. Năng lượng gần đúng cho các trường hợp giới hạn như sau:

$$W_A = -\frac{\delta^2 A}{32\pi d^4} \qquad \text{cho } d >> \delta \qquad (2\text{-}29)$$

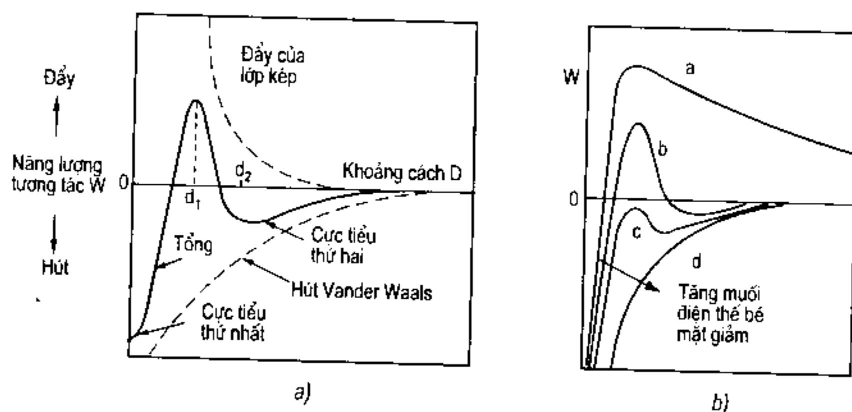
$$W_A = -\frac{A}{48\pi}\left\{\frac{1}{d^2} - \frac{7}{\delta^2}\right\} \qquad \text{cho } d < \delta \qquad (2\text{-}30)$$

$$W_A = -\frac{A}{48\pi d^2} \qquad \text{cho } d << \delta \qquad (2\text{-}31)$$

Tổng hợp các năng lượng đẩy (2-27) và hút (2-28) khống chế sự phân bố hạt. Do quan hệ nghịch với số mũ của d, các lực hấp dẫn Van der Waals tắt nhanh khi khoảng cách hạt tăng lên. Loại năng lượng khác được gọi là năng lượng đẩy Born có thể hoạt động khi khoảng cách d giảm tới khoảng đường kính một nguyên tử, nó ngăn chặn sự

xâm nhập vào trong của hai bề mặt. Chúng ta không quan tâm đến sự chia tách của loại này là vì đối với hầu hết vùng, sự chia tách hạt chủ yếu là năng lượng đẩy lớp kép và hấp dẫn Van der Waals.

Lực đẩy/hút thực hoạt động khi khoảng cách giữa hai hạt mang điện biến đổi và thường được định lượng theo lí thuyết DLVO của Derjaguin và Landau (1941), Verwey và Overbeek (1948). Lí thuyết này phác hoạ các giai đoạn tương tác khác nhau giữa hai hạt như thấy trên sơ đồ ở hình 2.13.



Hình 2.13: *Sơ đồ năng lượng theo khoảng cách*
a) Năng lượng tương tác hạt DLVO khi khoảng cách hai hạt biến đổi;
b) Các ảnh hưởng của nồng độ muối và thế bề mặt hạt đến năng lượng tương tác.

Phụ thuộc vào nồng độ chất điện môi và điện thế của các bề mặt hạt, các hạt có thể hút nhau tại khoảng cách phân tán xác định và có thể đẩy nhau tại các khoảng cách khác. Hình 2.13a cho thấy hai đỉnh của năng lượng tương tác tổng, một ở phía đẩy và một ở phía hút. Đỉnh ở phía đẩy tại khoảng cách tách biệt hạt là d_1 (trong hầu hết các hệ điển hình vào khoảng 1 - 4mm) biểu hiện dải chắn năng lượng - cắt ngang bề mặt hạt bị hút. Độ lớn của đỉnh này quan trọng cho hệ có các lớp khuếch tán mỏng liên quan với các bề mặt tích điện cao và các chất điện phân có nồng độ thấp. Ở ngoài khoảng cách biểu hiện dải chắn năng lượng, các lực hút yếu có thể tồn tại và được xem là các lượng tối thiểu thứ sinh (để phân biệt chúng với các lượng tối thiểu nguyên sinh có ở gần bề mặt các hạt nhiều hơn. Các lực này đáng lưu ý trong các hệ với hệ chất điện phân được cô đặc. Khá nhiều lần, các khoảng cách chia tách hạt đến mức dải chắn năng lượng không được vượt qua và các hạt hút nhau bằng các lực yếu tương ứng với các lượng tối thiểu thứ sinh này. Các hạt sét thường kết bông trong dung dịch sét lỏng là do các lực yếu này. Khi lắc nhẹ, dễ dàng vượt qua các lực hút và các hạt được phân tán trở lại.

Hình 2.13b cho thấy các đường cong tương tác có khả năng giữa các bề mặt hạt. Với các hạt tương tác yếu như trong các trường hợp điện thế thấp và nồng độ muối cao, dải

chắn năng lượng sẽ trở nên quá yếu. Vì thế thế vấn "ổn định" của các hạt chậm bắt đầu kết bông (từ "a" sang "b"). Hoàn cảnh có thể xuất hiện khi nồng độ chất điện phân phải đạt "nồng độ đông tụ giới hạn" ở quá nồng độ này dải chắn đẩy biến mất ("c" và "d") và các hạt bắt đầu kết bông nhanh.

Từ thảo luận ở trên hiển nhiên là sự phân tích định lượng các lực bên trong hạt có khả năng tới phạm vi xác định khi chúng ta lí tưởng các hạt sét như là các tấm song song với điện tích bề mặt của chúng và các tính chất môi trường đã biết.

Trong hệ thực, các lực tương tác có thể không chỉ do bề mặt hạt ở gần nhau mà còn do các góc hạt bị lộ ra. Ví dụ, các góc hạt có thể bộc lộ các cation và biểu thị các lớp kép có chứa khá nhiều anion. Do vậy, các năng lượng hấp dẫn lớp kép có thể chiếm ưu thế giữa các góc và bề mặt hạt trong hệ. Có khả năng dùng cùng các khái niệm tổng quát đã trình bày ở trên để phân tích định lượng các lực này. Tuy nhiên, giá trị mật độ điện tích trên các bề mặt và các góc của hạt không đáng tin cậy và khả năng có mặt các vật liệu dính lại với nhau bên ngoài ở giữa các hạt làm cho các phân tích như thế kém sức thuyết phục. Vật chất hữu cơ có mặt trong hệ và các vật liệu xác định không phải sét như oxit sắt, oxit nhôm và cacbonat liên kết với bề mặt của một hay nhiều hạt sét. Các vật liệu này tham gia vào liên kết bằng liên kết hoá mạnh hơn hay bởi các lực Van de Waals. Các lực liên kết do các tác nhân gắn kết này thì không tự đóng góp thông qua sự phân tích định lượng ở mức quy mô hạt.

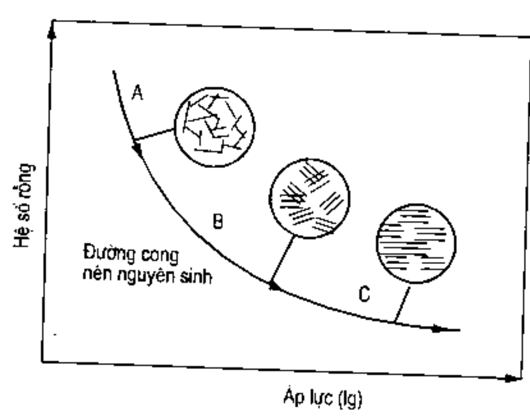
Điều quan trọng cần biết là có một số khác nhau giữa các hệ sét ở dạng dung dịch sét lỏng và khối đất nguyên vẹn. Các khối đất hiếm khi chỉ gồm một khoáng vật. Các hạt tương tác có thể thuộc về các khoáng vật khác nhau và như thế có thể không tuân thủ sự sắp xếp tấm song song lí tưởng. Điện thế của các hạt cũng biến đổi rất lớn. Sự có mặt các hạt bụi và sét được đưa vào bên trong hỗn hợp hạt mịn có các yêu cầu thêm, là vì các nguyên lí chất keo không áp dụng cho các hạt này. Dù có các hạn chế này, các lí thuyết giải thích ở trên cho ta cơ sở lí thuyết để phán đoán định tính tác động của sự biến đổi thông số hệ đã cho đến sự sắp xếp hạt và đến cấu trúc đất.

2.7. BIẾN ĐỔI CẤU TRÚC DO CỐ KẾT VÀ NÉN CHẶT

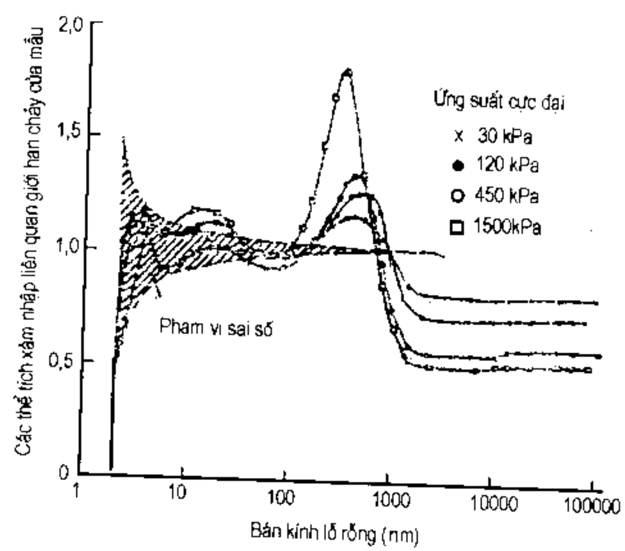
Lực bên ngoài tác dụng lên hệ đất hạt mịn sẽ chống lại các lực đẩy giữa các hạt và có xu hướng làm giảm khoảng cách trung bình giữa các hạt. Mặc dù cố kết và nén chặt đều liên quan với tác dụng của tải trọng ngoài, sự khác nhau quan trọng giữa hai quá trình này có liên quan đến lượng nước có mặt trong hệ. Trong trường hợp cố kết, thể tích rỗng giảm diễn ra trong điều kiện bão hoà. Sự sắp xếp hạt trong quá trình giảm khoảng rỗng, được khái quát hoá trong hình 2.14. Để giảm hệ số rỗng, mức độ định hướng các hạt sét tăng lên. Từ một cấu trúc kết bông hở có các tiếp xúc góc với cạnh tại A chuyển sang

dạng sắp xếp mặt với mặt tại B. Tải trọng tác dụng tiếp tục sẽ tạo ra trạng thái C, ở đây toàn bộ hạt sét được định hướng mặt song song với mặt.

Câu hỏi đặt ra là tải trọng có độ lớn thích hợp ra sao có thể tác dụng đến khối đất để khắc phục hoàn toàn các lực đẩy tồn tại giữa các hạt và dẫn đến trạng thái tiếp xúc vật lí các hạt. Do cấu trúc phức tạp của khối đất nên khó đánh giá sự phân bố lực từ dạng mẫu sang dạng hạt. Ý định nghiên cứu gián tiếp các lỗ rỗng bị nén do ứng suất cố kết tăng đã được tiến hành bằng lỗ rỗng kế thuỷ ngân Griffiths và Joshi (1989) đã quan sát các biến đổi về sự phân bố kích cỡ lỗ rỗng của sét tại các giai đoạn cố kết khác nhau bắt đầu từ trạng thái giới hạn chảy. Hình 2.15 cho thấy thể tích khoảng rỗng tạo bởi các lỗ rỗng có kích cỡ khác nhau biến đổi khi ứng suất cố kết tăng lên như thế nào.



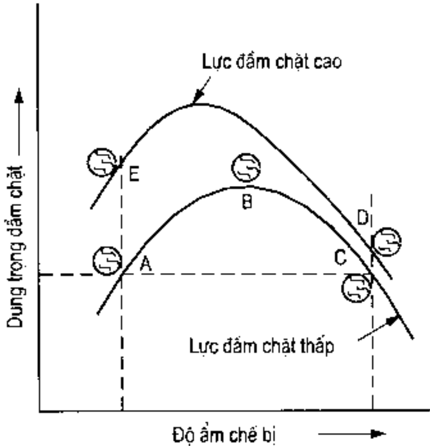
Hình 2.14: *Các biến đổi cấu trúc trong quá trình cố kết*



Hình 2.15: *Các biến đổi thể tích rỗng tương ứng các lỗ rỗng kích thước khác nhau gây ra do ứng suất cố kết (theo Griffiths và Joshi, 1989)*

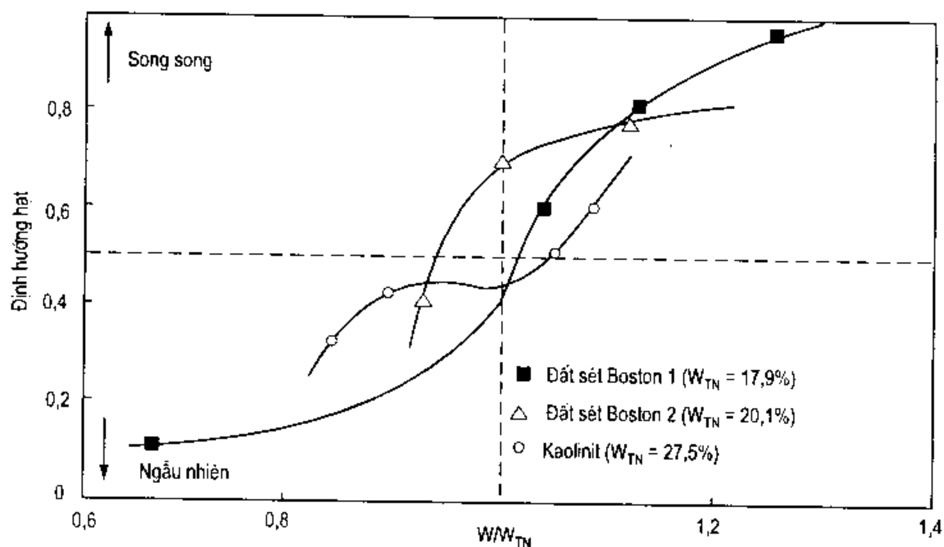
Liên quan với trạng thái giới hạn chảy, sự tăng ứng suất cố kết dẫn đến sự giảm khoảng rỗng do các lỗ rỗng lớn hơn 800mm chiếm chỗ. Mặc dù ứng suất cố kết làm giảm toàn bộ khoảng rỗng, khi ứng suất cố kết tăng thể tích khoảng rỗng do các lỗ rỗng trong nhóm kích cỡ 100 đến 800mm chiếm chỗ tăng lên. Điều này thể hiện bản chất không giòn của lỗ rỗng trong cảm giác (ý thức) là các lỗ rỗng lớn hơn (lớn hơn 800mm) không sụp lở hoàn toàn nhưng thay thế bởi sự nén đến lỗ rỗng nhỏ hơn (ở giữa 100 và 800mm). Ở đây quan trọng là nhóm các lỗ rỗng nhỏ hơn 100mm. Ứng suất cố kết hình như không ảnh hưởng đến nhóm này tới mức lớn hơn phạm vi sai số của các thực nghiệm. Điều này biểu hiện là ít nhất cho tới ứng suất cố kết là 1500kPa, có thể thấy rõ các lỗ rỗng kích cỡ nhỏ hơn 100mm có thể không bị nén ép.

Tuy nhiên, trong trường hợp đầm chặt, lượng nước có mặt trong hệ được giới hạn bởi lượng nước đất đắp. Nước có khả năng không thích hợp để phát triển hoàn chỉnh lớp kép. Lambe (1958) trình bày khái niệm về sự sắp xếp hạt trong quá trình đầm chặt như sau: như thấy ở trong hình 2.16, độ ẩm thấp tại A làm cho nồng độ chất điện phân ở gần hạt cao và tạo lớp kép dày. Lực đẩy giữa các hạt giảm và do vậy các hạt có xu hướng kết bông. Độ ẩm đất đắp tăng tại B gây ra sự trương nở các lớp kép và do đó mức độ kết bông giảm đi. Điều này tạo ra sự sắp xếp trật tự hơn và sự định hướng các hạt và hậu quả là dung trọng đầm chặt cao hơn. Sự tăng thêm nữa độ ẩm làm cho sự trương nở lớp kép tiếp tục, nồng độ chất điện phân ở xung quanh bề mặt hạt giảm đi và mức độ định hướng hạt lớn hơn. Tuy nhiên, dung trọng của đất giảm là do các hạt đất bị pha loãng. Điều này tương ứng trạng khái nhận biết C trong hình 2.16. Lực đầm chặt cao hơn làm cho mức độ định hướng hạt lớn hơn và sắp xếp gần hơn do năng lượng phụ thêm tác động đến hệ (các trạng thái D và E trong hình 2.16).



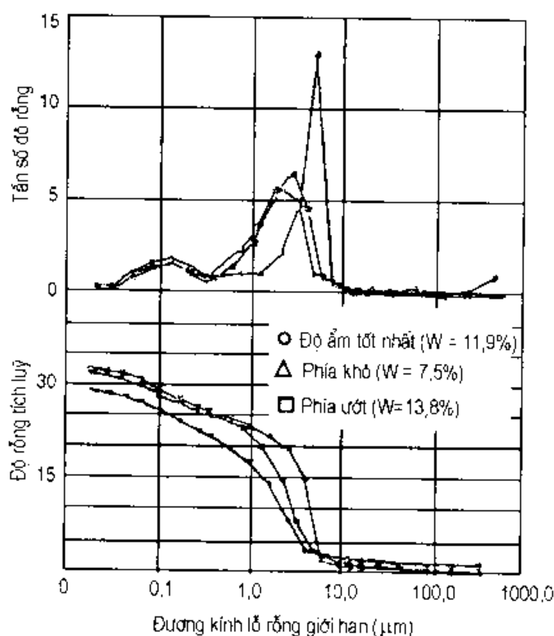
Hình 2.16: *Các biến đổi cấu trúc trong quá trình đầm chặt (theo Lambe, 1958)*

Các khái niệm ở trên do các nhà khảo sát đã tiến hành đo trực tiếp sự định hướng hạt có giá trị trong phạm vi giới hạn (Bolt, 1955; Quigley và Thompson, 1966, Seed và Chan, 1959). Các số liệu của Seed và Chan (1959) ở hình 2.17 phù hợp với kết luận ở trên là mức độ định hướng hạt tăng khi độ ẩm biến đổi từ phía khô tới phía ướt của độ ẩm tốt nhất.



Hình 2.17: *Sự định hướng hạt của sét đầm chặt biến đổi khi độ ẩm tăng từ phía khô đến phía ướt của độ ẩm tốt nhất (theo Seed và Chan, 1959)*

Nói chung, sự biến đổi trong cách sắp xếp hạt của đất liên quan với các biến đổi độ rỗng và phân bố kích cỡ lỗ rỗng. Các biến đổi về các thông số này ảnh hưởng trực tiếp các đặc tính dẫn chất lỏng của đất . Garcia - Bengochea et al (1979) đã xác định cách phân bố kích cỡ lỗ rỗng của đất sét đầm chặt bằng lỗ rỗng kế thuỷ ngân nhằm dự kiến khảo sát các kiểu đầm chặt tác động đến cấu trúc như thế nào. Các đường cong phân bố kích cỡ lỗ rỗng của hỗn hợp 90% bụi và 10% kaolin được đầm chặt bằng lực đầm chặt cao nhận được từ các nghiên cứu của họ, được thấy trong hình 2.18. Từ các đường cong này rõ ràng là hai nhóm lỗ rỗng khác nhau tồn tại, một nhóm ở giữa 10μm và 1μm (được xem là kiểu lỗ rỗng lớn) và

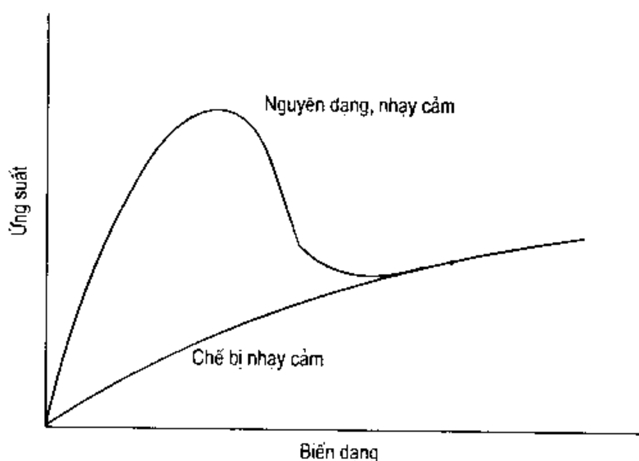


Hình 2.18: *Các đường cong phân bố kích cỡ lỗ rỗng khác nhau cho 90% bụi và 10% kaolin được đầm chặt bằng lực đầm chặt cao (theo Garcia Bengochea et al, 1979)*

một nhóm khác tập trng ở khoảng 0,1μm (được xem là kiểu lỗ rỗng nhỏ). Quan sát này có hiệu lực nhóm lỗ rỗng trước ở giữa cấu trúc vi mô và kiến trúc nhỏ, hoặc ở giữa cụm và trong cụm. Có thể thấy trong hình 2.18 là kiểu lỗ rỗng nhỏ thì tương đối như nhau ở tất cả trạng thái đầm chặt, kiểu lỗ rỗng lớn vị trí và khoảng cách dường như thay đổi theo đầm chặt. Garcia - Bengochea et al (1979) nhận định là nói chung, vị trí và khoảng cách của kiểu lỗ rỗng lớn là các chỉ số tốt nhất cho sự biến đổi cấu trúc đất do độ ẩm và lực đầm chặt biến đổi đối với một loại đất đã cho. Cũng đã xác định là kiểu lỗ rỗng lớn khống chế bản chất dẫn chất lỏng của đất. Do vậy, sự biến cấu trúc đất phải là một xem xét quan trọng trong nghiên cứu bất kì nào có liên quan với số phận và sự vận chuyển các chất ô nhiễm trong đất được đầm chặt.

2.8. VAI TRÒ CỦA CẤU TRÚC ĐẤT ĐẾN HÀNH VI KĨ THUẬT CỦA ĐẤT

Cấu trúc đất trên cơ sở ảnh hưởng của nó đến sự phân bố kích cỡ lỗ rỗng, đóng vai trò quyết định đến các tính chất dẫn chất lỏng của đất. Nó cũng khống chế sự ổn định của mạng lỗ rỗng. Các hạt kích cỡ keo mịn có thể được tách ra từ mạng nguyên vẹn tương đối dễ và được huy động trong dòng lỗ rỗng có các liên quan quan trọng đến số phận và sự vận chuyển các chất ô nhiễm. Các hạt sét có diện tích bề mặt cao và hấp phụ lượng chất ô nhiễm lớn. Tính di động của chúng ám chỉ sự di động của các chất ô nhiễm kết giao và do vậy biến đổi khả năng vận chuyển chất ô nhiễm ở dưới mặt đất. Quá trình này được gọi là vận chuyển được thuận tiện (dễ dàng) và đã được chú ý nhiều trong các thập niên gần đây.



Hình 2.19

Cấu trúc đất cũng đóng vai trò quyết định trong hành vi kĩ thuật và cơ học của đất. Các kĩ sư địa kĩ thuật quan tâm chủ yếu đến cấu trúc đất ảnh hưởng tới độ bền của đất như thế nào. Tổn thất độ bền khi đất sét nguyên dạng được đúc lại thường biểu hiện bằng

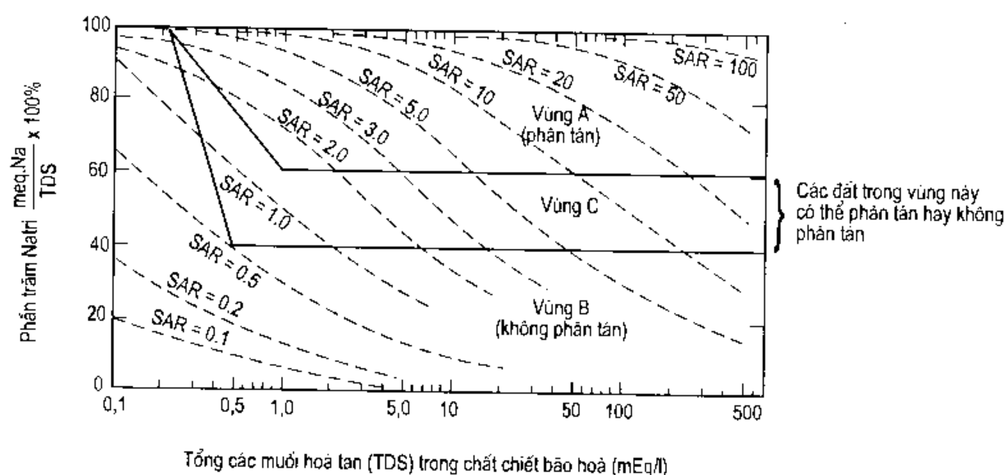
độ nhạy cảm của đất (tỉ số độ bền đất nguyên dạng với đất chế bị), được cấu trúc đất khống chế trong phạm vi rộng. Quan hệ ứng suất - biến dạng của đất sét nhạy cảm được thấy trên hình 2.19. Kết cấu đất sét nguyên dạng điển hình bao gồm các tổ hợp kết bông hở chịu biến dạng thấp diễn ra sự phá vỡ của một số liên kết bên trong. Sau đó đất sét mất hết độ bền tới trạng thái giống hệt trạng thái tạo ra do (chế bị) đất diễn ra khi các liên kết cấu trúc ban đầu đã bị phá vỡ.

Nhóm đất sét khác đã biết là đất sét phân tán biểu hiện bản chất xói mòn cao là do sự ổn định của cấu trúc đất. Khi có phần trăm kali cao trong lớp hấp phụ, đất trở nên dễ chịu ảnh hưởng phân tán các hạt tức thời, ngay cả khi không có dòng chất lỏng lỗ rỗng. Đó là sự khác nhau cơ bản với hiện tượng xói mòn hạt có thể xảy ra khi gradien thuỷ lực quá lớn. Hai thuật ngữ được biết là hệ số hấp phụ natri (SAR - sodium adsorption ratio) và phần trăm natri có thể trao đổi (ESP - exchangeable sodium percentage) được dùng như các chỉ báo về bản chất phân tán của đất sét. Chúng được định nghĩa là:

$$\mathrm{SAR}(\mathrm{mEq/l})^{1/2} = \left\{ \frac{\mathrm{Na}^+}{[(\mathrm{Ca}^{2+} + \mathrm{Mg}^{2+})/2]^{1/2}} \right\} \tag{2-32}$$

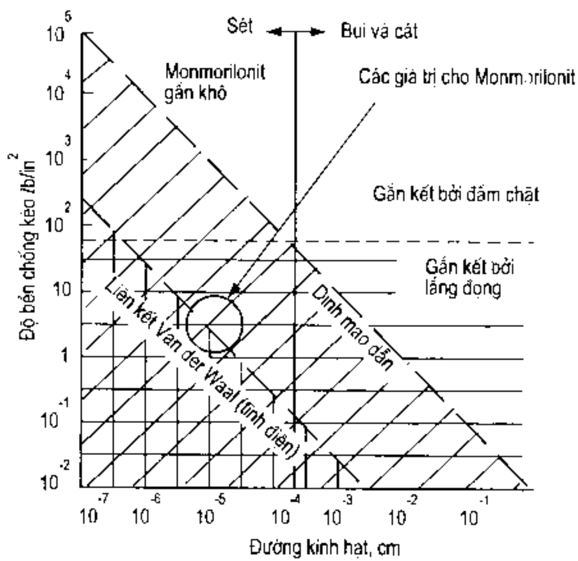
$$\mathrm{ESP} = \frac{(\mathrm{Na}^+)}{\text{khả năng trao đổi tổng}} \tag{2-33}$$

Các nồng độ trong SAR đề cập tới dung dịch lỗ rỗng, trong khi nồng độ natri trong ESP đề cập tới phức hợp trao đổi của đất. Nói chung, đất có ESP lớn hơn 2% được xem có khả năng phân tán. Sherard et al (1976) bằng một số các quan sát thực nghiệm đã nhận được tiêu chuẩn cho sự phân tán đất (hình 2.20). Ba vùng được nhận ra: vùng A, có thể hi vọng có phân tán; vùng B - phân tán dường như không xảy ra; và vùng trung gian C: đất có thể phân tán hoặc không.



Hình 2.20: *Ảnh hưởng của tổng muối hoà tan và phần trăm Na đến khả năng phân tán*

Nếu định lượng được các lực liên quan trong một cấu trúc đã cho thì về lí thuyết cho phép xác định độ bền của đất trên một mặt phẳng đã cho. Tuy nhiên, điều này cần phải biết sự sắp xếp các liên kết giữa các hạt nằm cắt qua mặt phẳng. Ingles (1962) có ý định đánh giá trực tiếp độ bền chống kéo của đất liên quan với các lực tương tác vi mô. Việc xem xét các lực điện từ, tĩnh điện, gắn kết và dính mao dẫn cho phép ông kết luận là khoảng cách giữa hạt là một thông số quan trọng khống chế các lực dính đóng góp vào độ bền của đất. Với các đất bao gồm các hạt mịn, các lực tĩnh điện và điện từ được xem là quyết định độ bền như thấy trong hình 2.21. Tuy nhiên, trong trường hợp đất hạt thô hơn như bụi và cát, các lực này đóng vai trò không đáng kể so với các lực gắn kết.



Hình 2.21: *Ảnh hưởng của cơ cấu liên kết đến độ bền đất (theo Ingles, 1962)*

Chương 3

DÒNG THẤM CỦA NƯỚC TRONG ĐẤT

3.1. CÁC TRẠNG THÁI NĂNG LƯỢNG CỦA NƯỚC TRONG ĐẤT

3.1.1. Giới thiệu

Do nhiều lí do khác nhau, nước là một pha quan trọng trong đất. Việc nghiên cứu dòng nước thấm trong đất là cần thiết trong các môn học khác nhau. Trạng thái năng lượng của nước trong các lỗ rỗng đất quyết định độ bền của đất và được thể hiện bằng ứng suất hiệu quả trong cơ học đất. Vật lí đất xử lí các khía cạnh cơ bản của các tương tác này khi chúng liên quan với các nhu cầu nông nghiệp, thường có việc với thổ nhưỡng. Thuỷ văn học giải quyết chất lượng nước và quản lý nó, đặc biệt trong phạm vi khu vực và toàn cầu. Dòng nước ngầm ở phạm vi tầng chứa nước là quan trọng hàng đầu trong môn học này. Trong lĩnh vực kĩ thuật địa môi trường, chúng ta quan tâm đến khả năng nước lỗ rỗng trong đất vận chuyển cũng như biến đổi các chất ô nhiễm như thế nào. Trong chương này, chúng ta sẽ nghiên cứu các định luật tổng quát của dòng nước lỗ rỗng cần để hiểu sự vận chuyển chất ô nhiễm trong đất, còn sự vận chuyển các chất ô nhiễm ở dạng hoà tan và không thể trộn lẫn do dòng thấm này sẽ được trình bày trong chương 4 và 5.

Chủ đề của dòng nước ngầm thì quá rộng vì thế dễ dàng hơn là chia ra hai loại: đất bão hoà và đất không bão hoà. Trong cả hai trường hợp dòng nước thấm bị khống chế cùng cơ cấu truyền động; tuy nhiên trong trường hợp đất không bão hoà cần xem xét sự có mặt của khí - pha thứ ba. Đầu tiên là ta sẽ trình bày về trạng thái năng lượng của nước trong đất cung cấp lực truyền động cho dòng thấm trước khi đi sâu cho đất bão hoà hay không bão hoà. Mục đích của chúng ta trong chương này là cung cấp các kiến thức cơ sở cần để giải quyết các khía cạnh vận chuyển chất ô nhiễm trong các chương 4 và 5.

3.1.2. Các trạng thái năng lượng của nước trong đất

Cũng giống như bất kì vật chất nào trong tự nhiên, nước có hai dạng năng lượng: thế năng và động năng. Thế năng liên hệ với vị trí và trạng thái của nó liên quan với một số điều kiện mặt chuẩn trong khi động năng liên hệ với sự chuyển động của nó. May mắn là trong hầu hết các trường hợp, vận tốc dòng nước thấm trong đất không đủ lớn để xem xét, để liên hệ cho việc cần xem xét động năng. Tuy nhiên, để bù đắp cho điều giản đơn này thiên nhiên đã tạo ra một số nguồn cấp thế năng cho nước trong đất. Sự biến đổi thế

năng tổng từ vị trí này đến vị trí khác tạo dòng nước thấm trong đất. Do vậy, đối với chúng ta việc tìm hiểu từng nguồn thế năng này là quan trọng.

Một trong những định nghĩa chính thức về thế năng tổng của nước trong đất có chứa tất cả các nguồn thế năng có thể có được Aslying (1963) đưa ra là:

Giá trị công phải thực hiện cho mỗi lượng đơn vị nước tinh khiết để vận chuyển thuận nghịch và đẳng nhiệt một lượng vô cùng nhỏ từ một vũng nước tinh khiết ở một cao trình riêng tại áp suất khí quyển tới nước trong đất (tại điểm đang xem xét).

Định nghĩa này chỉ là một sự cố gắng để đánh giá toàn diện thế năng của đất - nước. Dĩ nhiên, trong thực tế không thể đánh giá như thế được là vì nước vận chuyển từ điểm này đến điểm khác theo như định nghĩa phát biểu. Ngoài ra, định nghĩa chỉ ra những yếu tố quan trọng gây ra các biến đổi thế năng như cao trình, áp lực, thành phần hoá học (được diễn tả bằng từ "tinh khiết") của nước. Định nghĩa cũng dùng một trạng thái chuẩn ("từ vũng nước tinh khiết tại một cao trình riêng ở áp lực khí quyển") và liên hệ thế năng của nước với trạng thái này. Bằng cách chia tách các đóng góp riêng biệt, thế năng tổng của nước trong đất ψ có thể biểu thị bằng:

$$\psi = \psi_g + \psi_p + \psi_o \tag{3-1}$$

Trong đó: ψ_g - thế trọng lực chỉ do sự chênh lệch cao trình;

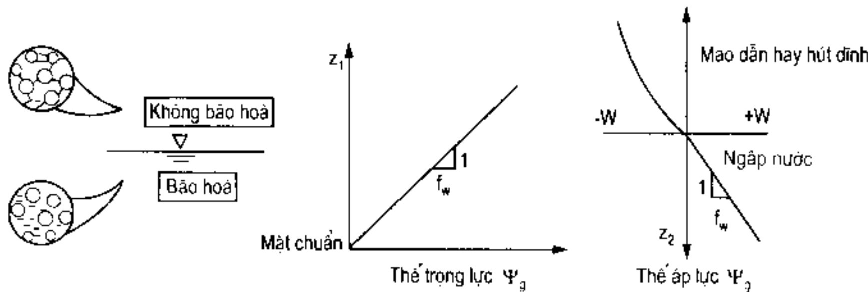
ψ_p - thế áp lực chỉ do chênh lệch áp lực;

ψ_o - thế thẩm thấu là do sự khác nhau về thành phần hoá học của nước, dĩ nhiên là vì sự có mặt các chất hoà tan.

Thế trọng lực ψ_g là đơn giản nhất trong ba thế trên, được biểu thị bằng tích của trọng lượng đơn vị của nước γ_w với cao trình khối nước ở trên mặt chuẩn xác định. Vì thế, thế năng của một thể tích nước đơn vị ở độ cao z_1 trên cao trình chuẩn thì đơn giản xác định theo:

$$\psi_g = \gamma_w z_1 \tag{3-2}$$

Như thấy trong hình 3.1, ψ_g không phụ thuộc các điều kiện áp lực của nước trong đất và đất có được bão hoà hay không mà chỉ phụ thuộc vào cao trình tương đối của khối nước với mặt chuẩn.



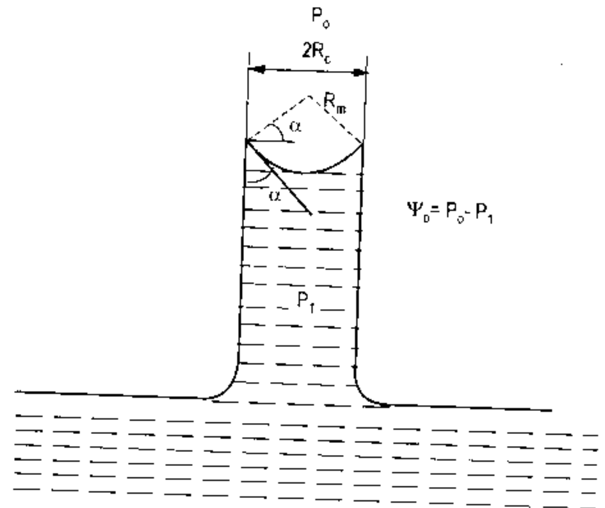
Hình 3.1: *Các thế trọng lực và áp lực*

Thế áp lực ψ_p có thể dương hay âm phụ thuộc vào điểm đang xem xét trong đất tại áp lực thuỷ tĩnh lớn hơn hay nhỏ hơn áp lực khí quyển (hình 3.1). Giá trị dương khi điểm xem xét ở phía dưới bề mặt nước tự do và thường được coi là thế đo áp hay thế ngập. Thế năng dương này được biểu hiện bằng:

$$\psi_p = \gamma_w z_2 \qquad (3\text{-}3)$$

Trong đó: z_2 - chênh lệch cao trình điểm đang xem xét và mực nước ngầm nơi các điều kiện khí quyển chiếm ưu thế.

Khi áp lực tại điểm đang xem xét thấp hơn áp lực khí quyển, năng lượng cần để vận chuyển một thể tích đơn vị nước từ các điều kiện khí quyển được khống chế bởi nguyên lí mao dẫn. Thế trong trường hợp này được xem là thế mao dẫn hay hút ẩm. Nước bị giam hãm trong khoảng rỗng dưới các điều kiện ở gần khí quyển do lực hấp phụ của lực hút ẩm của đất. Các lực này hình dung tốt hơn đối với mặt khum hình thành khi các ống mao quản hẹp được cắm trong một khối nước tự do (hình 3.2). Sự tồn tại mặt khum trong ống mao quản gây ra độ chênh áp lực biểu hiện qua mặt phân cách. Nếu môi trường ở trên nước nhẹ hơn như là không khí, mặt khum hình lòng chảo như thấy ở hình 3.2; do vậy, áp lực ở dưới mặt khum nhỏ hơn áp lực ở trên mặt khum (trong trường hợp này là áp lực khí quyển). Độ chênh áp lực này gây ra sự vận chuyển (hay dâng lên) của nước trong ống mao quản từ mặt nước dưới áp lực khí quyển. Theo định nghĩa sức căng bề mặt, thế áp lực được biểu thị ở dạng:



Hình 3.2: *Cân bằng áp lực trong ống mao quản*

$$\psi_p = \frac{2\sigma}{R_m} \qquad (3\text{-}4)$$

Trong đó: σ - sức căng bề mặt của nước;

R_m - bán kính cong của mặt khum. Theo các xem xét hình học (hình 3.2):

$$R_m = \frac{R_c}{\cos\alpha} \qquad (3\text{-}5)$$

Thay giá trị này vào phương trình (3-4), ta có:

$$\psi_p = \frac{2\sigma\cos\alpha}{R_c} \qquad (3\text{-}6)$$

Thế năng được biểu thị trong phương trình (3-6) chỉ có giá trị khi các xem xét hình học giả thiết trong dẫn xuất, nghĩa là các ống trụ mao quản chiếm ưu thế trong đất. Đây là trường hợp hiếm. Ngay cả nếu các ống mao quản có thể được phân biệt trong các đất dạng hạt xác định, các ống này không thể có đường kính không đổi và sự hấp phụ các màng nước trên hạt đất có thể không tạo ra mặt khum hình cầu. Vì lí do này, sự tính toán thế hút ẩm trong đới không bão hoà thì phức tạp hơn và sẽ được đề cập trong mục 3.6. Trong trường hợp đất sét, các lực hấp phụ tạo ra các áp lực nước ở gần khí quyển không thể đánh giá bằng lí thuyết mao dẫn, và các xem xét về điện hoá của các bề mặt tấm sét (đã được đề cập trong chương 2) là thực chất (bản chất). Ngoài ra, trong trường hợp đất sét biểu thị hành vi co ngót và trương nở, sự biến đổi cấu trúc đất kết hợp với các lực cơ học chịu ảnh hưởng bởi sự hút ẩm đến nước lỗ rỗng, làm cho ta khó đánh giá được thế hút ẩm.

Dù có các giới hạn, nguyên lí mao dẫn cho chúng ta hiểu các yếu tố tạo ra thế âm và hiệu dụng của nó vượt ra ngoài biểu thức thế hút ẩm. Trong trường hợp các lỗ rỗng đất được các chất lỏng chẳng hạn như gasolin (thường gọi là các chất lỏng không phải nước) chứ không phải là không khí chiếm chỗ, thì nguyên lí cho phép chúng ta nêu được các đặc trưng sự đánh bẫy của chất lỏng. Các nội dung này sẽ được đề cập trong chương 5.

Liên quan với thế áp lực, việc tính các biến đổi áp lực xung quanh trong không khí là quan trọng. Khi áp lực khí ở trạng thái chuẩn (khí quyển) khác áp lực khí trong đất tại điểm đang xem xét, sự khác nhau từ áp lực (gọi là thế khí) phải được tăng thêm cho thế áp lực hoặc là dương hoặc là âm.

Sự khác nhau trong thế thẩm thấu của nước trong đất ψ_o là do sự biến đổi thành phần hoá học. Sự có mặt các chất hoà tan trong nước trong đất làm hạ thấp áp lực hơi và làm giảm thế năng của nước tới phạm vi nhỏ. Hiện tượng này được giải thích bằng khái niệm màng bán thấm theo truyền thống khi màng chỉ cho nước thấm và chất hoà tan không thấm qua sẽ phân tách chất hoà tan trong đất và nước tinh khiết, đó là quá trình thẩm thấu do nước bị khuếch tán về phía dung dịch nhằm cân bằng nồng độ chất hoà tan. Áp lực thuỷ tĩnh tồn tại qua vật cản là do kết quả của quá trình khuếch tán này gây ra thế thẩm thấu. Mặc dù thế này tương đối nhỏ so với các thế khác đã trình bày ở trên nhưng quan trọng khi ta xem xét sự vận chuyển hoá học qua các vật chắn trong pha hơi. Độ lớn của thế thẩm thấu phụ thuộc vào nồng độ chất hoà tan và nhiệt độ của nó. Với các dung dịch pha loãng có thể tính gần đúng theo (Slatyer, 1967):

$$\psi_o = MCT \qquad (3\text{-}7)$$

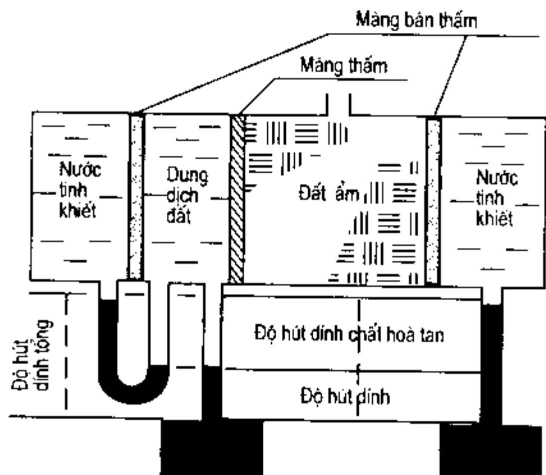
Trong đó: M - nồng độ molar của hạt hoà tan;

C - hằng số hơi tổng quát ($8{,}32 \times 10^7$ erg/mol độ);

T - nhiệt độ tuyệt đối.

Chúng ta hãy lấy khái niệm màng để hiểu sâu hơn ảnh hưởng kết hợp của thế hút dính và thế thẩm thấu. Điều đó được thể hiện rất rõ trên hình 3.3. Cần nhớ là thế trọng

lực không tồn tại là do thực tế dung dịch chuẩn (nước tinh khiết) và dung dịch đất có cùng cao trình. Màng nằm giữa phía bên trái mẫu đất chia tách dung dịch đất tự do với mẫu đất và do vậy chịu độ chênh áp lực chỉ riêng do thế mao dẫn. Màng thứ hai nằm xa phía trái của mẫu chia tách nước tinh khiết và dung dịch đất và do vậy chỉ chịu thế thẩm thấu. Ảnh hưởng kết hợp của hai thế được thay bằng một màng đơn ở bên phải mẫu, chia tách dung dịch đất trong đất ở gần khí quyển và nước tinh khiết.



Hình 3.3: Các thế hút dính và thẩm thấu riêng biệt và kết hợp (theo Richards, 1965)

3.2. CÁC ĐỊNH LUẬT THẤM TRONG ĐẤT BÃO HOÀ

3.2.1. Giới thiệu

Dòng thấm của nước xảy ra do các trạng thái năng lượng khác nhau trong không gian như đã trình bày ở mục 1.2. Trong một số trường hợp, trạng thái năng lượng của nước có thể biến đổi nhân tạo do chênh lệch thế điện hay thế nhiệt trong nước. Các quá trình liên quan với dòng nước thấm do độ chênh thế điện và thế nhiệt gọi là thẩm thấu điện và thẩm thấu nhiệt tương ứng. Các quá trình này được dùng ngày càng tăng nhằm mô phỏng dòng thấm trong một số bài toán thực tế liên quan với việc lưu chứa chất ô nhiễm và biện pháp cứu chữa ở hiện trường. Tuy nhiên trong hầu hết các trường hợp liên quan với việc đánh giá dòng thấm trong đất, dòng thấm bị khống chế chủ yếu chỉ do sự khác nhau thế trọng lượng ψ_g và thế áp lực ψ_p, vì thế sau đây chúng ta sẽ chỉ hạn chế giới hạn thảo luận về dòng thấm chỉ do độ chênh của các thế này.

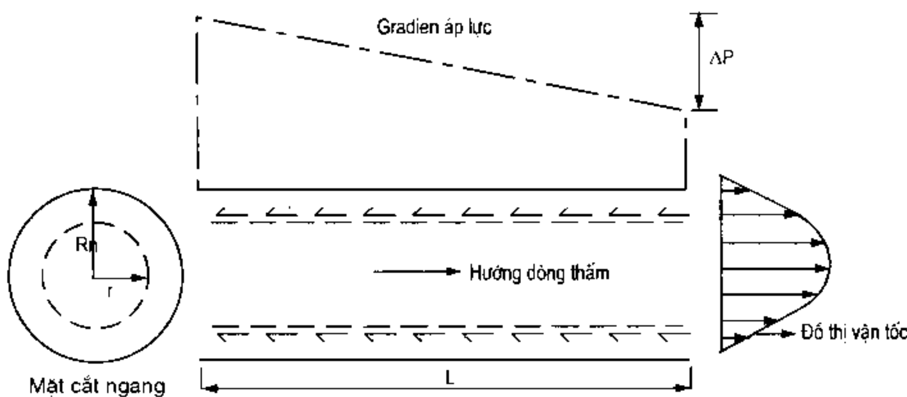
Khi dự kiến mô tả đặc trưng dòng thấm, có sự khác nhau lớn giữa đất bão hoà và không bão hoà. Trong trường hợp đất bão hoà, thường giả thiết là dòng thấm chiếm toàn bộ khoảng trống lỗ rỗng (chỉ trừ đất sét đầm chặt và đất hạt mịn khác thì chỉ có khoảng rỗng mới dẫn nước). Giả thiết này làm cho việc đánh giá lưu lượng nước dễ dàng hơn.

Tuy nhiên, trong trường hợp đất không bão hoà chỉ có khoảng rỗng giới hạn được bão hoà nước có sự tham gia dòng nước thấm. Trong trường hợp đất không bão hoà có sự phụ thuộc bên trong chặt chẽ giữa các trạng thái năng lượng của nước và thể tích khoảng rỗng dẫn nước, nội dung này sẽ được đề cập trong mục 3.5. Do tính phức tạp này, cần thiết và thích hợp nghiên cứu tách biệt dòng thấm bão hoà và không bão hoà.

Khi khái quát hoá dòng thấm trong đất, giả thiết là khối đất đồng nhất có các ống mao quản song song không nối tiếp nhau. Giả thiết này cho phép sử dụng kiến thức thuỷ lực về dòng chảy trong ống để tìm hiểu đặc trưng dòng thấm. Chúng ta sẽ bắt đầu bằng các nguyên lí dòng thấm trong ống mao quản đơn (dùng định luật Poiseuille) và giải quyết để ngoại suy các nguyên lí này cho đất (dùng định luật Darcy). Cách xử lí này cho phép chúng ta có thể hiểu biết sâu sắc hệ số thấm, một trong các tính chất quan trọng nhất của đất và một số phương pháp đánh giá tính chất này.

3.2.2. Định luật Poiseuille và định luật Darcy

Trước tiên chúng ta xem xét dòng thấm qua một ống mao quản đơn (hình 3.4) do độ chênh thế áp lực ΔP. Độ chênh thế áp lực giữa hai đầu ống là lực truyền động cho dòng thấm để chống lại sức kháng ma sát gây ra do độ nhớt của nước.



Hình 3.4: Dòng thấm qua một ống mao quản đơn

Lực F tác động lên ống trụ hình nhẫn của nước có bán kính r do độ chênh áp lực ΔP bằng:

$$F = \Delta P(\pi r^2) \tag{3-8}$$

Ứng suất cắt τ tại mặt phân cách giữa vòng nhẫn và khối nước tĩnh chống lại lực này. Cân bằng hai lực này ta có:

$$F = \Delta P(\pi r^2) = \tau(2\pi r L) \tag{3-9}$$

Ứng suất cắt quan hệ với độ chênh thế năng theo biểu thức:

$$\tau = \frac{(\Delta P)r}{2L} \quad (3\text{-}10)$$

Ứng suất cắt τ còn có thể xác định theo biểu thức quan hệ với vận tốc phụ thuộc vào bán kính V_t (r) trong ống theo định luật cơ bản về độ nhớt của Niutơn:

$$\tau = -\eta\frac{dV_t(r)}{dr} \quad (3\text{-}11)$$

Trong đó: η - độ nhớt của nước.

Kết hợp phương trình (3-10) và (3-11) và tích phân trong các giới hạn của r và R sẽ cho ta:

$$V_t(r) = \frac{\Delta P}{4L\eta}(R^2 - r^2) \quad (3\text{-}12)$$

Khi nhận được phương trình (3-12), chúng ta dùng điều kiện biên không dịch chuyển, có nghĩa là tại vách ống (r = R) thì $V_t = 0$. Phương trình (3-12) cho biết là sự biến đổi vận tốc theo bán kính có dạng parabon. Để tính lưu lượng nước, tức là lượng nước cho mỗi thời gian đơn vị (q_t), phải tích phân phương trình (3-12) qua diện tích tiết diện ống. Lượng nước này bằng thể tích parabôloit của vòng quay. Người đọc tự tiến hành tích phân, kết quả cuối cùng của chúng ta là:

$$q_r = \left(\frac{\pi R^2}{2}\right)\left(\frac{\Delta P R^2}{4L\eta}\right) = \left(\frac{\pi R^4}{8\eta}\right)\left(\frac{\Delta P}{L}\right) \quad (3\text{-}13)$$

Phương trình quan trọng này là định luật Poiseuille, cho ta biết lưu lượng qua ống mao quản tỉ lệ trực tiếp độ chênh thế áp lực ΔP qua chiều dài của ống và với mũ bậc bốn của bán kính ống R. Phương trình (3-13) có thể viết lại theo diện tích tiết diện A_t của ống:

$$q_t = \left(\frac{R^2}{8\eta}\right)\left(\frac{\Delta P}{L}\right)(A_t) \quad (3\text{-}14)$$

Trong đó: $A_t = \pi R^2$.

Ta có khả năng tính vận tốc "trung bình" của dòng thấm $\dot{\overline{V}}_t$ trong ống mao quản;

$$\overline{V}_t = \frac{q_t}{A_t} = \left(\frac{R^2}{8\eta}\right)\left(\frac{\Delta P}{L}\right) \quad (3\text{-}15)$$

Số hạng thứ nhất ở vế phải phương trình (3-15) được coi là hằng số biểu thị tỉ lệ giữa vận tốc dòng thấm và gadien áp lực trong ống mao quản ΔP/L.

Các xem xét dòng thấm trong một ống mao quản đơn đã trình bày ở trên làm cho chúng ta suy đoán là khi chúng ta lí tưởng hệ đất như là một bó các ống mao quản song song, vận tốc dòng thấm trong đất cũng có thể biểu thị tỉ lệ với độ chênh gradien áp lực.

Điều này được Henry Darcy tìm bằng thực nghiệm năm 1856. Lưu lượng dòng thấm tỉ lệ tuyến tính với độ chênh thế áp lực đã được Darcy quan sát và được biểu thị dưới dạng toán học:

$$q = k\left(\frac{\Delta P}{L}\right)A \qquad (3\text{-}16)$$

Trong đó: q - lưu lượng qua mẫu đất;

A - diện tích tiết diện mẫu;

k - hằng số tỉ lệ.

Phương trình (3-10) là một trong các biểu thức sử dụng phổ biến nhất của định luật Darcy để biểu thị đặc trưng dòng thấm trong đất.

Một số nhà khảo sát đã nghiên cứu giá trị của định luật Darcy cho các loại đất. Quan hệ tuyến tính giữa lưu lượng và gradien thuỷ lực có thể không phù hợp tại gradien rất thấp hay rất cao. Tại gradien thuỷ lực thấp trong đất hạt mịn, một số nghiên cứu cho thấy ở dưới gradien ngưỡng này dòng thấm không diễn ra (Swartzendruker, 1962). Tương tự, tại gradien thuỷ lực cao tương ứng số Reynold lớn hơn 10, thì dòng thấm trong đất cũng không tuân theo định luật Darcy (Bear, 1972). May mắn thay, trong đa số trường hợp quan trọng của dòng nước ngầm các điều kiện này đã không xẩy ra. Khi các điều kiện như thế chất lỏng được phân loại theo Newton (tuân theo định luật ma sát của Newton) và các điều kiện dòng thấm ở trong phạm vi dòng chảy tầng thì nói chung có thể dùng định luật Darcy cho các loại đất.

3.2.3. Hệ số thấm

So sánh phương trình (3-14) và (3-16) cho thấy là hằng số tỉ lệ k chứa đựng các ảnh hưởng của cả cấu trúc đất (biểu thị bằng bán kính lỗ rỗng) và tính nhớt của chất lỏng đến lưu lượng thấm. Hằng số tỉ lệ được gọi là hệ số thấm và là một trong các tính chất được nghiên cứu nhiều nhất của đất. Trong tất cả các tính chất kĩ thuật của đất, giá trị hệ số thấm biến đổi trong phạm vi rộng nhất từ 10^{2} cm/s cho sỏi đến 10^{-10} cm/s cho đất sét. Lưu lượng q bằng tích của vận tốc dòng thấm với diện tích tiết diện;

$$q = VA \qquad (3\text{-}17)$$

Vận tốc dòng thấm trong đất V được tính theo:

$$V = k\left(\frac{\Delta P}{L}\right) \qquad (3\text{-}18)$$

Ta phải nhớ là vận tốc cho bởi phương trình (3-18) chỉ là giả tưởng, là vì diện tích thực A dùng để biểu thị lưu lượng q trong phương trình (3-17) mặc dù chỉ có diện tích rỗng của mặt cắt mới cho dòng thấm qua. Nhận ra là có thể dùng độ rỗng để liên hệ diện tích toàn bộ và diện tích rỗng trong một mặt cắt đã cho và vận tốc lỗ rỗng thực V_a được biểu thị theo:

$$V_a = \frac{V}{n} \quad (3\text{-}19)$$

Sự khác nhau giữa vận tốc giả tưởng và vận tốc thực này là quan trọng trong thảo luận của chúng ta về sự vận chuyển chất ô nhiễm sau này. Hệ số thấm xác định bằng cách thông thường là quan sát lưu lượng qua hệ đất dưới gradien áp lực tác dụng ΔP/L và sử dụng phương trình (3-16). Các phương pháp này như thế chỉ là cách gián tiếp. Phương pháp trực tiếp xác định hệ số thấm cần biết toàn bộ đặc trưng hình học của lỗ rỗng. Kozeny (1927) và Carman (1956) đã cho một phương pháp đầu tiên để liên hệ hệ số thấm của đất dạng hạt với hình dạng lỗ rỗng của chúng. Phương pháp này dựa trên một nội suy khá hợp lí định luật Poiseuille của dòng thấm qua các ống mao quản với các hệ đất có khoảng rỗng không theo quy tắc. Nó cho sự liên hệ thuận tiện giữa hệ số thấm và hệ số rỗng - chỉ số vĩ mô của khoảng rỗng. Vì lí do này, chúng ta sẽ thảo luận tóm tắt ở dưới đây phương trình Kozeny - Carman.

Chúng ta bắt đầu với dòng thấm trong một ống mao quản đơn [phương trình (3-14)] và khi dự đoán có liên quan với tiết diện không có quy tắc, chúng ta biểu hiện kích cỡ ống rỗng theo bán kính thuỷ lực R_H. Khi dùng R_H cho phép là tổng quát biểu thức cho hình dáng ống bất kì và cuối cùng sẽ cho một biểu thức đối với hệ số rỗng e. Do vậy, cho một ống mao quản có dạng hình học bất kì, lưu lượng dòng thấm có thể biểu hiện theo:

$$q_t = C_s \frac{R_H^2}{\eta} ia \quad (3\text{-}20)$$

Trong đó: i - gradien áp lực, i = ΔP/L;

a - diện tích tiết diện của ống rỗng không đều;

C_s- hằng số hình dạng.

Bây giờ ta dùng phương trình (3-20) cho mẫu đất và dự kiến biểu thị a và R_H đối với các thông số có thể đo đạc. Diện tích tiết diện không đều a có thể viết theo diện tích tiết diện tổng A:

$$a = nA \quad (3\text{-}21)$$

Trong đó: n - độ rỗng của mẫu đất.

Mặt khác, R_H có thể biểu hiện theo:

$$R_H = \frac{\text{Diện tích dòng thấm}}{\text{Chu vi ướt}} = \frac{\text{Thể tích dòng thấm}}{\text{Diện tích ướt}} = \frac{eV_s}{V_s S_o} = \frac{e}{S_o} \quad (3\text{-}22)$$

Trong đó: V_s - thể tích các hạt rắn trong mẫu;

S_o - diện tích bề mặt ướt cho mỗi thể tích đơn vị của các hạt rắn.

Cần nhớ là toàn bộ thể tích rỗng của đất được giả thiết là tham gia vào phương trình (3-22), thay các phương trình (3-21) và (3-22) vào phương trình (3-20) với n = e/(1 + e) cho ta:

$$q = C_s\left(\frac{1}{\eta S_o^2}\right)\left(\frac{e^3}{1+e}\right)iA \qquad (3\text{-}23)$$

Phương trình (3-23) tương tự phương trình (3-16) của định luật Darcy, nên có thể biểu thị hệ số thấm theo:

$$k = C_s\left(\frac{1}{\eta S_o^2}\right)\left(\frac{e^3}{1+e}\right) \qquad (3\text{-}24)$$

Phương trình (3-24) cho ta một quan hệ giá trị giữa k và e, tuy nhiên chỉ có thể dùng khi có thể định lượng hai hằng số rất khó đánh giá là C_s và S_o. Đó là lí do đầu tiên vì sao phương trình này chỉ có tính hàn lâm, ít có khả năng áp dụng cho thực tế. Tuy nhiên tỉ lệ giữa k và e là một kết quả hữu ích khiến cho Casagrande đề nghị một biểu thức đơn giản và thực tế tính k như là một hàm số của e cho đất cát:

$$k(e) = 1{,}4k_{0,85}e^2 \qquad (3\text{-}25)$$

Trong đó: $k_{0,85}$ - hệ số thấm tại hệ số rỗng là 0,85.

Trong trường hợp các đất hạt thô như cát, hệ số rỗng phụ thuộc vào kích cỡ đại diện của các hạt đất. Điều này dẫn đến biểu thức khác hữu ích giữa hệ số thấm và kích cỡ hiệu quả của đất (Hazen, 1911):

$$k_{(cm/s)} = CD_{10}^2 \qquad (3\text{-}26)$$

Trong đó: D_{10} - kích cỡ hiệu quả, cm;

C - hằng số tỉ lệ, biến đổi từ 90 đến 120.

Mặc dù tỉ lệ giữa k và hệ số rỗng hay kích cỡ hạt hiệu quả thường được tuân theo trong trường hợp các đất hạt thô như cát và bụi, quan sát thấy các khác nhau nghiêm trọng khi dùng các phương trình trên cho đất sét. Do các yếu tố phụ thêm và chủ yếu hơn ảnh hưởng cấu trúc đất, các phương trình trên được sử dụng hạn chế cho đất sét đầm chặt, sẽ được trình bày ở mục sau.

Hệ số thấm k là thông số gộp chung chứa đựng các tính chất chất lỏng (chủ yếu là độ nhớt) và hình dạng khoảng rỗng của môi trường. Thuận lợi khi tách các hiệu quả của các thông số chất lỏng và môi trường. Ví dụ, có thể chỉ quan tâm riêng các ảnh hưởng của hình dạng khoảng rỗng đến hệ số thấm của một chất lỏng đã cho. Thường dùng hệ số thấm "thực" hay "tuyệt đối" để chỉ hệ số thấm chỉ liên quan các tính chất của môi trường. Khi loại trừ độ nhớt chất lỏng lỗ rỗng từ phương trình (3-24), hệ số thấm thực có thể biểu hiện theo:

$$k_a = \left(\frac{C_s}{S_o^2}\right)\left(\frac{e^3}{1+e}\right) \qquad (3\text{-}27)$$

Phương trình (3-27) chỉ chứa các thông số của đất và so sánh với phương trình (3-24), rút ra:

$$k = \frac{k_a}{\eta} \qquad (3\text{-}28)$$

Thuật ngữ "hệ số thấm" đề cập đến độ thấm của chất lỏng bất kì nói chung, còn thuật ngữ "độ dẫn thuỷ lực" chỉ dùng để biểu thị riêng tính thấm của nước. Tuy nhiên, sự khác biệt này không được chặt chẽ trong tài liệu. Ảnh hưởng của chất lỏng tới k thì dễ đánh giá hơn, k tỉ lệ nghịch với độ nhớt η [phương trình (3-28)]. Với một chất lỏng đã cho thường đã biết sự biến đổi độ nhớt theo nhiệt độ và do vậy các giá trị hệ số thấm nhận được tại một nhiệt độ đã cho có thể được chuyển đổi cho hệ số thấm tại nhiệt độ bất kì khác bằng số biến đổi này. Khi báo cáo hệ số thấm, thông thường tiêu chuẩn hoá các giá trị tại 20°C (70°F) và cho người dùng sự chuyển đổi hệ số thấm được tiêu chuẩn hoá với nhiệt độ riêng bằng quan hệ:

$$\frac{k_{20}}{k_t} = \frac{\eta_t}{\eta_{20}} \qquad (3\text{-}29)$$

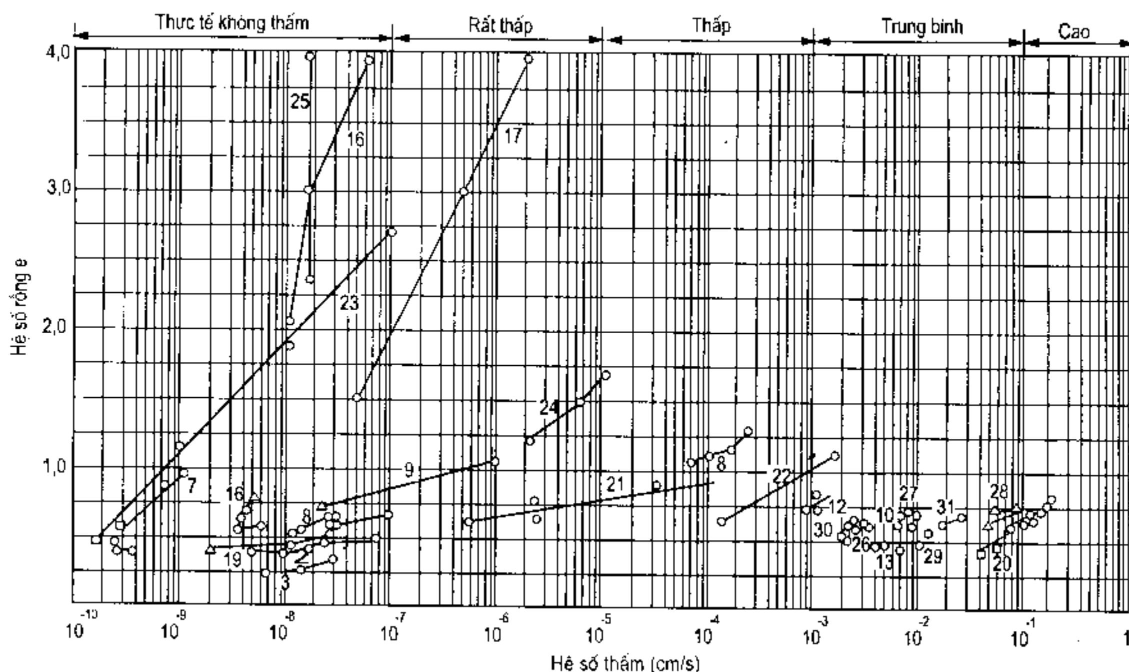
Trong đó các kí hiệu viết dưới để chỉ nhiệt độ bằng độ C.

Ảnh hưởng của hình dạng khoảng rỗng đến k thì không dễ đánh giá là vì nó là hậu quả của một số biến như sự phân bố cỡ hạt, dung trọng và cấu trúc của đất. Các hệ đất có các kích cỡ hạt nhỏ hơn thường có khoảng rỗng nhỏ hơn và có tính thấm thấp hơn. Tương tự, khi dung trọng đất tăng do đầm chặt hay cố kết sẽ làm giảm khoảng rỗng và do vậy k nhỏ hơn. Hình 3.5 cho thấy các ảnh hưởng của cỡ hạt và dung trọng đất đến hệ số thấm. Cần nhớ là phạm vi biến đổi k khá rộng, từ 10^{-1} đến 10^{-10} cm/s, thường lớn hơn khả năng biến đổi thông số kĩ thuật bất kì khác của đất.

Việc dự đoán ảnh hưởng của cấu trúc đất đến tính thấm dường như là một trong các thách thức lớn nhất chưa được đáp ứng. Điều đó đặc biệt thực tế trong trường hợp đất sét đầm chặt. Cấu trúc đất đã được đề cập trong chương 2, khống chế không chỉ các tính chất hoá lí của đất mà còn bởi kiểu chuẩn bị trong trường hợp đất sét đầm chặt. Có khả năng đầm chặt hai đất có cùng hệ số rỗng nhưng khác nhau lớn về kết cấu và cấu trúc. Việc xem xét tầm quan trọng của đất sét đầm chặt trong các công trình chứa chất thải sẽ được đề cập sau trong cuốn sách này.

3.2.4. Tính thấm của đất sét đầm chặt

Khi chuẩn bị đầm chặt đất sét gồm có việc chọn lựa độ ẩm đất làm chặt, năng lượng và loại đầm chặt - tất cả yếu tố này cùng quyết định dung trọng khô của đất. Một số nghiên cứu tiến hành vài chục năm trước cho thấy hệ số rỗng của đất sét đầm chặt [có quan hệ duy nhất với dung trọng khô, xem phương trình (1-14)] không chỉ là yếu tố khống chế tính thấm. Đó là sự tham gia cơ bản của vi cấu trúc, với một hệ số rỗng đã cho thì vi cấu trúc không phải là duy nhất. Khó biểu thị đặc trưng định lượng sự định hướng các hạt và cấu trúc rỗng sinh ra trong đất sét đầm chặt từ thông tin định tính như thấy trong hình 2.17. Điều này làm khó khăn cho sự phát triển lí thuyết cơ sở nhằm dự đoán hay đánh giá tính thấm của đất sét đầm chặt theo các biến đổi cấu trúc đất.



Tiêu chuẩn nhận biết đất

1, 2. Calicho đầm chặt;
3. Cát bụi;
4. Sét chứa cát;
5. Cát bờ biển;
6. Sét xanh Boston đầm chặt;
7. Sét Vickyburg;
8. Sét cát;

9, 16, 17. Bụi Boston;
10. Cát Ottawa;
11. Cát mũi Gaspoc;
12. Cát thác Franklin;
13. Cát Scituate;
14. Cát bán đảo Plum;
15. Cát Fort Pock;
18. Hoàng thổ;

19. Sét gày;
20. Cát thác Unlon;
21. Bụi Bắc Carolina;
22. Cát đê;
23. Sét xanh Boston chứa natri;
24. Kaolinit canxi;
25. Monmorilonit.
26 - 30. Cát (lớp lọc đập).

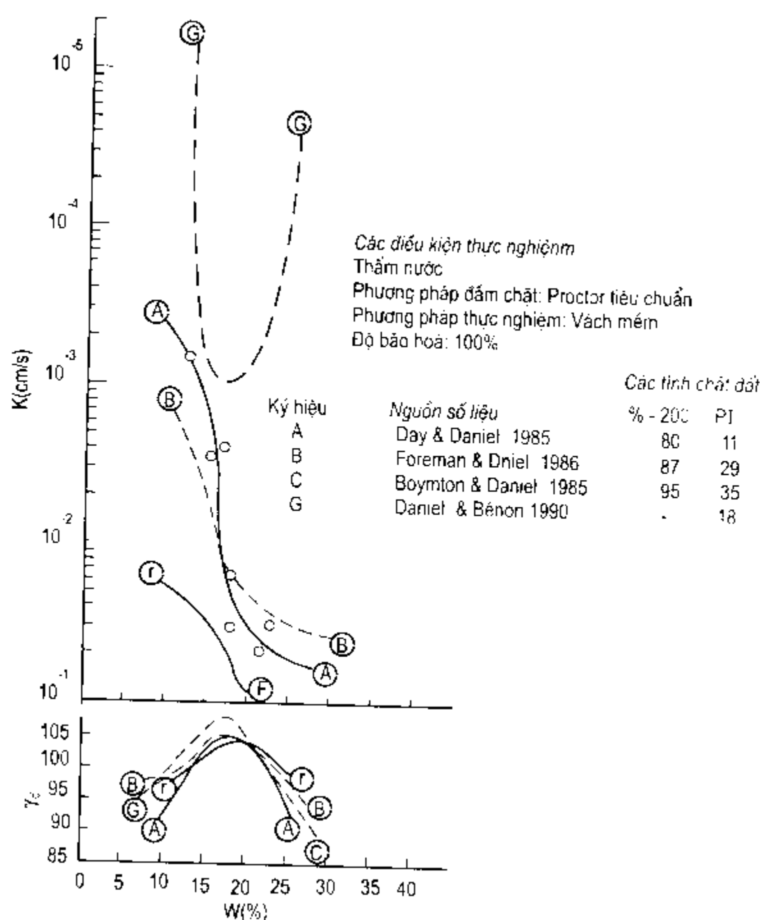
Hình 3.5: *Các kết quả thí nghiệm cho thấy ảnh hưởng của loại đất (biểu thị bằng cỡ hạt) và hệ số rỗng (biểu thị bằng dung trọng đất) đến hệ số thấm (theo Lambe và Whitman, 1969)*

Sự phức tạp về hành vi thấm của đất sét đầm chặt được minh hoạ tốt nhất trong hình 3.6. Ta thấy là tính thấm biến đổi độ lớn vài bậc mặc dù bốn đất sét được chuẩn bị gần như cùng các điều kiện độ ẩm đất đầm chặt và dung trọng khô lớn nhất. Đó là đặc trưng điển hình của đất sét đầm chặt,dự kiến phát triển các biểu thức toán học cho tính thấm thì không thành công trọn vẹn. Tuy nhiên, sự nghiên cứu khoảng hai chục năm trước tiến hành trong môi trường chứa chất thải đã cho thông tin hữu ích về các biến quan trọng tác động tính thấm của đất sét đầm chặt. Nói chung, các thông số chịu trách nhiệm cho sự biến đổi lớn tính thấm trong trường hợp đất sét đầm chặt có thể nhóm vào ba loại sau đây:

1. Các biến liên quan đến việc chuẩn bị đất sét đầm chặt.

2. Hoá học thấm.

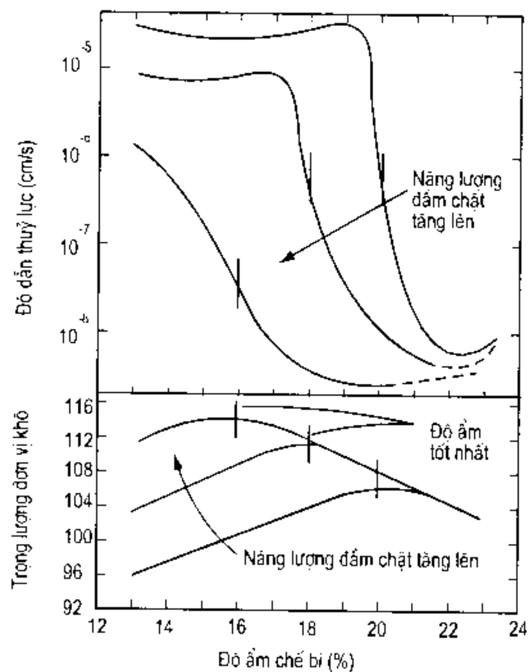
3. Các phương pháp thí nghiệm.



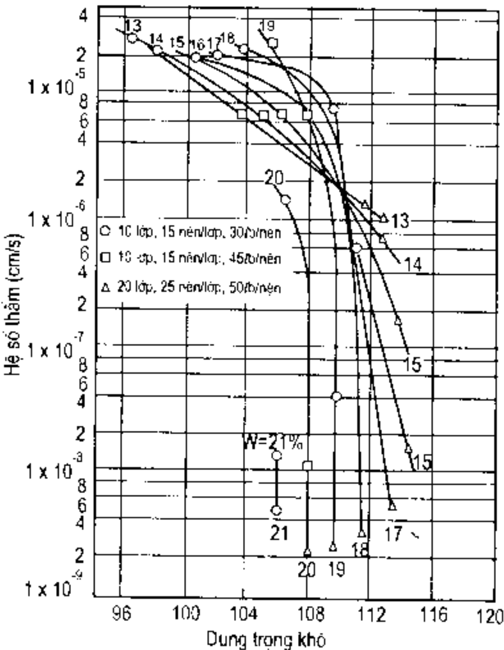
Hình 3.6: *Khả năng biến đổi hệ số thấm của đất sét đầm chặt*

Ảnh hưởng của các biến đầm chặt đến vi cấu trúc và k của đất sét đầm chặt được Mitchell et al. (1965) nghiên cứu đầu tiên và được thấy trong hình 3.7. Hình này cho biết là, nói chung sự giảm từ hai đến ba lần độ thấm khi cấu trúc đất chuyển từ phía khô đến phía ướt của độ ẩm tốt nhất. Tính thấm thấp nhất xảy ra ở phía ướt của độ ẩm tốt nhất, khi vượt quá có khả năng hồi phục phần nào. Đó là cơ sở cho quy trình kĩ thuật hiện thời khi chuẩn bị đất sét đầm chặt phía ướt của độ ẩm tốt nhất trong khi xây dựng lớp sét lót cho bãi chứa chất thải. Tính thấm trong hình 3.7 tương ứng trạng thái bão hoà với độ bão hoà đạt được từ trạng thái chế bị ban đầu. Đồ thị vẽ lại có cùng số liệu ở hình 3.8 cho thấy sự tương phản mạnh giữa cát và đất sét đầm chặt là tính thấm của đất sét đầm chặt không chỉ phụ thuộc duy nhất vào dung trọng khô (hay hệ số rỗng). Với độ ẩm chế bị là 19% khả năng thấm thay đổi hầu như ba bậc về độ lớn, mặc dù dung trọng khô là hằng số. Các nghiên cứu gần đây đã xác lập các ảnh hưởng của các biến như loại và năng lượng đầm chặt và kích cỡ các cục đất dùng trong quá trình đầm chặt. Có các

phương pháp đầm chặt đất ở ngoài trời khác nhau: đầm nén, đầm nén tĩnh, đầm nén bằng nhào trộn và đầm rung. Phương pháp đầm chấp nhận có ảnh hưởng lớn đến kết cấu và khả năng thấm của sét đầm chặt. Người đọc có thể tham khảo sự mô tả chi tiết các vấn đề này của Day và Daniel (1985) và Daniel (1987). Theo mô hình chùm của Olsen có thể hiểu ảnh hưởng của các kích cỡ cục đất đến tính thấm (hình 2.5).



Hình 3.7: Biến đổi hệ số thấm theo độ ẩm đất chế bị và năng lượng đầm chặt (theo Mitchell et al. 1965)



Hình 3.8: Sự không tương xứng của dung trọng khô (biểu thị hệ số rỗng) như là chỉ báo vĩ mô khả năng thấm trong trường hợp đất sét đầm chặt (theo Mitchell et al. 1965)

Sự giảm kích thước cục đất và loại trừ các lỗ rỗng giữa các cục sẽ cho các lỗ rỗng vi kết cấu nhỏ hơn và dẫn đến khả năng thấm nhỏ hơn. Điều này được Benson và Daniel (1990) xác nhận bằng thực nghiệm.

Không giống trường hợp của cát, hoá học của sự thẩm thấu (ngoài tính chất vật lí của độ nhớt) ảnh hưởng tính thấm đất sét đầm chặt. Đó là do hoá bề mặt mà các hạt sét biểu hiện khi tương tác với chất lỏng lỗ rỗng trong giai đoạn chế bị cũng như trong giai đoạn thấm. Lí thuyết lớp kép khuếch tán đã đề cập trong chương 2 cho cơ sở để rút ra các kết luận tổng quát về hoá thẩm thấu biến đổi vi cấu trúc của đất sét đầm chặt như thế nào. Dựa trên sự thẩm thấu đang xúc tiến cấu trúc kết bông hay phân tán, ít nhất có khả năng phỏng đoán định tính ảnh hưởng đến tính thấm. Các yếu tố làm giảm bề dày lớp kép hay chiều dài Debye [1/K, ở đây K biểu thị bằng phương trình (2-10)], tạo ra kết cấu kết bông trong khi có thể làm tăng kết cấu phân tán. Nói chung, kết cấu kết bông làm tăng tính thấm còn kết cấu phân tán làm giảm tính thấm. Dựa trên các ảnh hưởng của thành phần chất lỏng lỗ rỗng đến bề dày lớp kép khuếch tán, có thể phỏng đoán các biến đổi giống như thế về tính thấm. Xu hướng biến đổi tính thấm do sự biến đổi các thông số chất lỏng lỗ rỗng phổ biến được thấy trong bảng 3.1. Nghiên cứu thực nghiệm của Mitchell và Madsen (1987), đã khẳng định xu hướng định tính thấy trong bảng 3.1. Tuy nhiên, nhiều nhà khảo sát đã hạn chế cho các hoá chất tinh khiết và thời gian thí nghiệm thấm là ngắn. Các ảnh hưởng của một số chất ô nhiễm thực, đa dạng đến cấu trúc đất và k chưa được thiết lập và các vấn đề này sẽ là phạm vi nghiên cứu sôi động cần được tiếp tục trong kĩ thuật địa môi trường.

Bảng 3.1. Các xu hướng biến đổi tính thấm do tăng cao các thông số chất lỏng lỗ rỗng phổ biến

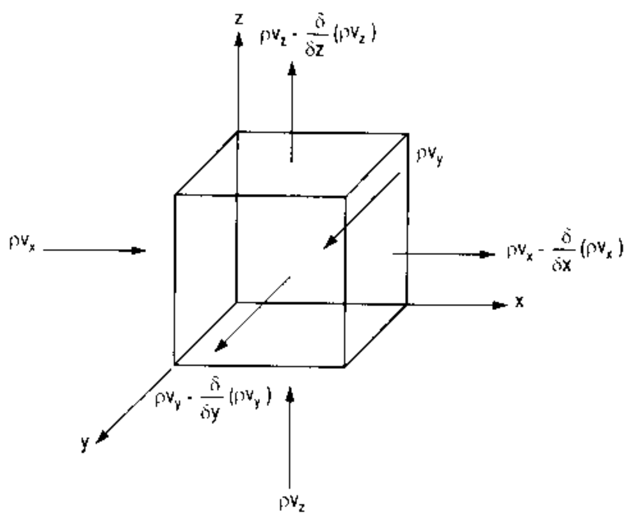
Các thông số được tăng	Xu hướng bề dày lớp kép khuếch tán (1/K)	Cấu trúc đất tạo ra	Xu hướng tính thấm
pH	Tăng	Phân tán	Giảm
Nồng độ chất điện phân	Giảm	Kết bông	Tăng
Hoá trị cation	Giảm	Kết bông	Tăng
Kích thước cation	Tăng	Phân tán	Giảm
Hằng số chất điện môi	Tăng	Phân tán	Giảm

Một số phương pháp thí nghiệm trong phòng đang được dùng để đo đạc khả năng thấm của đất sét đầm chặt. Sự cần thiết xác định chính xác độ thấm đã khiến cho các phương pháp thí nghiệm phát triển một cách rất nhanh. Người đọc có thể tham khảo Daniel (1994) về việc xử lí theo độ sâu của các phương pháp thí nghiệm có khả năng xác định k của đất sét đầm chặt trong phòng khác nhau. Nói chung, các phương pháp thực nghiệm được phân thành hai nhóm lớn dựa trên thiết bị sử dụng thấm kế thành cứng và

thấm kế thành mềm. Mặc dù phát hiện rằng hai phương pháp này khá nhất trí nhau (Boutwell và Rauser, 1990, Daniel, 1994), số thấm kế liên quan việc chuẩn bị mẫu và các khác nhau trong sự chuẩn bị trong phòng và ngoài trời tạo ra sự không tin cậy lớn trong khi xác định k. Daniel (1989) cho thấy khả năng thấm hiện trường thường lớn hơn 10 đến 1000 lần bằng các phương pháp trong phòng. Vì thế việc xác định chính xác k của đất sét đầm chặt vẫn còn là một thách thức lớn đối với các kĩ sư địa môi trường.

3.3. PHƯƠNG TRÌNH CHỈ ĐẠO DÒNG THẤM BÃO HOÀ

- Ta tiến hành dùng định luật Darcy và khái niệm thấm để phát triển một phương trình toán học chỉ đạo quá trình thấm bão hoà. Chúng ta tìm kiếm biểu thức tổng quát khống chế quá trình trong dòng thấm cơ bản có dạng đã cho bất kì và dưới nhóm bất kì các điều kiện biên và ban đầu đã cho. Khi chúng ta tiến hành với các quá trình tương tự chúng ta viện dẫn định luật tổng quan bảo toàn khối lượng và kết hợp nó với quan hệ nguyên nhân và hậu quả, trong trường hợp này là định luật Darcy. Người đọc có thể quan sát song hành giữa hiện tượng này và các quá trình khác trong cơ học chất rắn (nơi cân bằng lực được kết hợp với định luật Hooke), trong dẫn nhiệt (nơi sự bảo tồn năng lượng được kết hợp với định luật dẫn nhiệt)...



Hình 3.9: *Bảo toàn khối lượng trong thể tích nguyên tố giám sát*

Chúng ta sử dụng nguyên lí bảo toàn khối lượng cho một thể tích nguyên tố giám sát được thấy trong hình 3.9. Tham khảo thể tích này, nguyên lí phát biểu là:

Lưu lượng khối ra	-	Lưu lượng khối vào	=	Lưu lượng biến đổi độ trữ trong thể tích nguyên tố giám sát	(3-30)

Khi biểu thị bằng toán học theo ba hướng, vế trái của phương trình (3-30) trở thành:

$$\left[\rho V_x - \frac{\partial}{\partial x}(\rho V_x)\right] - \rho V_x + \left[\rho V_y - \frac{\partial}{\partial y}(\rho V_y)\right] - \rho V_y + \left[\rho V_z - \frac{\partial}{\partial z}(\rho V_z)\right] - \rho V_z$$

hay
$$\frac{\partial}{\partial x}(\rho V_x) - \frac{\partial}{\partial y}(\rho V_y) - \frac{\partial}{\partial z}(\rho V_z)$$

Trong đó: ρ - dung trọng chất lỏng;

V_x, V_y và V_z - các vận tốc dòng thấm theo các hướng x, y và z.

Độ trữ trong thể tích nguyên tố quan sát biến đổi do dung trọng chất lỏng thay đổi gây ra sự dãn nở hay co ngót chất lỏng hoặc do thể tích lỗ rỗng của nguyên tố thay đổi. Sự thay đổi sau là do khả năng ép co của đất phụ thuộc vào thời gian. Với các đất hạt mịn, đó là quá trình cố kết khá quen thuộc với các kĩ sư địa kĩ thuật. Khi đánh giá hai yếu tố này ở vế phải phương trình (3-30), nguyên lí bảo toàn khối lượng có thể biểu diễn ở dạng:

$$\frac{\partial}{\partial x}(\rho V_x) - \frac{\partial}{\partial y}(\rho V_y) - \frac{\partial}{\partial z}(\rho V_z) = \frac{\partial}{\partial t}(\rho n) \tag{3-31}$$

Tốc độ biến đổi độ trữ thường được biểu thị theo thông số độ trữ riêng S_s - thể tích nước mà một thể tích đơn vị tầng chứa nước phóng thích khỏi độ trữ dưới độ dốc cột nước thuỷ lực là đơn vị. Thông số này có thể biểu thị bao trùm các ảnh hưởng của tính ép co của chất lỏng và môi trường theo dạng (xem Freeze và Cherry, 1979):

$$S_s = \rho g(\alpha + n\beta) \tag{3-32}$$

Trong đó:

α - hệ số nén của môi trường lỗ rỗng, được định nghĩa là sự biến đổi thể tích đất cho mỗi biến đổi đơn vị ứng suất hiệu quả;

β - hệ số nén của chất lỏng khi biến đổi thể tích chất lỏng cho mỗi biến đổi đơn vị áp lực nước lỗ rỗng u. Vì thế

$$\alpha = \frac{-dV_T / V_T}{d\bar{\sigma}} \tag{3-33}$$

và
$$\beta = \frac{-dV_w / V_w}{du} \tag{3-34}$$

Đã phát hiện là, phương trình (3-33) cho sự tiếp nối giữa phương trình dòng thấm bão hoà và phương trình cố kết của Terzaghi.

Biểu diễn theo độ trữ riêng, nguyên lí bảo toàn khối lượng [phương trình (3-31)] có thể viết lại ở dạng:

$$-\frac{\partial}{\partial x}(\rho V_x) - \frac{\partial}{\partial y}(\rho V_y) - \frac{\partial}{\partial z}(\rho V_z) = \rho S_s \frac{\partial h}{\partial t} \tag{3-35}$$

Trong đó: h - cột nước thuỷ tĩnh.

Bây giờ ta kết hợp định luật Darcy để viết các thành phần vận tốc với các thế áp lực được biểu hiện theo cột nước thuỷ tĩnh h:

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(k_x\frac{\partial h}{\partial x}\right)-\frac{\partial}{\partial y}\left(k_y\frac{\partial h}{\partial y}\right)-\frac{\partial}{\partial z}\left(k_z\frac{\partial h}{\partial z}\right)=S_s\frac{\partial h}{\partial t} \qquad (3\text{-}36)$$

Trong đó: k_x, k_y và k_z - hệ số thấm theo các hướng x, y và z tương ứng; trong phương trình (3-36) loại trừ ρ vì sự biến đổi các thành phần vận tốc lớn hơn nhiều sự biến đổi ρ theo toạ độ không gian. Điều này cho phép loại bỏ các thành phần $V_x(\partial\rho/\partial x)$, $V_y(\partial\rho/\partial y)$ và $V_z(\partial\rho/\partial z)$ khi vế trái được mở rộng bằng nguyên tắc chuỗi. Khi giả thiết môi trường bão hoà là đồng nhất và đẳng hướng ($k_x = k_y = k_z = k$), có thể đơn giản hoá phương trình (3-36) thành:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 h}{\partial y^2}+\frac{\partial^2 h}{\partial z^2}=\frac{S_s}{k}\frac{\partial h}{\partial t} \qquad (3\text{-}37)$$

Hầu hết các vận hành mô hình dòng nước dưới đất liên quan chặt chẽ với việc giải phương trình (3-37) trong hình thức này hoặc hình thức khác cho một phạm vi quan tâm riêng. Khi tồn tại các lời giải dạng đóng cho các trường hợp riêng xác định, nói chung cần các phương pháp số. Chúng ta sẽ thảo luận dưới đây một số trường hợp riêng để nhận được sự hiểu biết sâu sắc về các bài toán cho dòng thấm bão hoà.

3.4. CÁC TRƯỜNG HỢP ĐẶC BIỆT CỦA DÒNG THẤM BÃO HOÀ

3.4.1. Dòng thấm bão hoà trạng thái ổn định: lưới dòng thấm

Trong các điều kiện trạng thái ổn định, khi độ trữ của môi trường rỗng không biến đổi, phương trình (3-37) rút gọn thành phương trình Laplace quen biết:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 h}{\partial y^2}+\frac{\partial^2 h}{\partial z^2}=\nabla^2 h=0 \qquad (3\text{-}38)$$

Bắt đầu với điều kiện đơn giản nhất của dòng thấm một hướng như trong trường hợp cột đất thí nghiệm trong phòng mỏng (hình 3.10).

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2}=0 \qquad (3\text{-}39)$$

Tích phân hai lần phương trình (3-39) sẽ cho ta lời giải tổng quát:

$$h = C_1 x + C_2 \qquad (3\text{-}40)$$

Trong đó: C_1 và C_2 - các hằng số tích phân.

Để xác định các hằng số này, ta sử dụng các điều kiện biên đơn giản sau đây:

$$h = h_1 \qquad \text{tại } x = 0 \qquad (3\text{-}41)$$

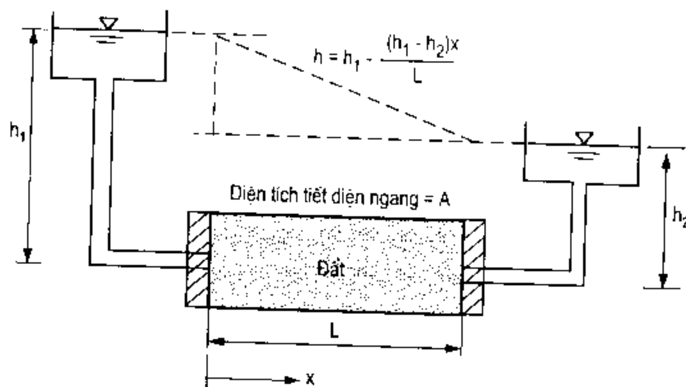
và

$$h = h_2 \qquad \text{tại } x = L \qquad (3\text{-}42)$$

Ở nơi $h_1 > h_2$. Với các điều kiện này, lời giải phương trình là:

$$h = h_1 - \frac{(h_1 - h_2)}{L}x \qquad (3\text{-}43)$$

Nó phát biểu đơn giản một thực tế trực giác là: thế áp lực tiêu tán tuyến tính với chiều dài di chuyển (xem hình 3.10)



Hình 3.10: *Dòng thấm bão hoà trạng thái ổn định, một hướng*

Với dòng thấm hai hướng, phương trình (3-38) trở thành

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = 0 \qquad (3\text{-}44)$$

Với hoàn cảnh này, tồn tại hai hàm toán học $\phi(x, y)$ và $\psi(x, y)$

$$\frac{\partial \phi}{\partial x} = -k\frac{\partial h}{\partial x} \qquad (3\text{-}45)$$

$$\frac{\partial \psi}{\partial x} = -k\frac{\partial h}{\partial y} \qquad (3\text{-}46)$$

$$\frac{\partial \phi}{\partial y} = -k\frac{\partial h}{\partial y} \qquad (3\text{-}47)$$

và

$$\frac{\partial \psi}{\partial y} = -k\frac{\partial h}{\partial x} \qquad (3\text{-}48)$$

Chúng thoả mãn phương trình chỉ đạo (3-44). Để hiểu lợi ích của các hàm tuỳ ý $\phi(x, y)$ và $\psi(x, y)$, ta hay xem xét phương trình (3-45). Tích phân cả hai vế phương trình (3-45) đối với x cho ta:

$$\phi(x, y) = -kh(x, y) + C_3 \qquad (3\text{-}49)$$

hay

$$h(x, y) = \frac{1}{k}\left[C_3 - \phi(x, y)\right] \qquad (3\text{-}50)$$

Trong đó: C_3 - hằng số tích phân.

Một thế áp lực h(x, y) là hằng số biểu thị là $\phi(x, y)$ = hằng số. Vì thế đường cong biểu thị $\phi(x, y)$ = hằng số sẽ tương ứng một thế áp lực không đổi. Đường cong như thế gọi là *đường đẳng thế*. Một số đường đẳng thế có thể vẽ trong trường thấm bằng cách dùng các hằng số khác nhau cho h(x, y). Tương tự, $\psi(x, y)$ = hằng số biểu thị nhóm các đường cong khác trên mặt phẳng (x, y). Các đường này gọi là *các đường dòng*, do độ dốc các đường cong này trong mặt phẳng (x, y) cùng hướng như vận tốc tổng. Điều này tuân theo cách lấy tích phân quy tắc chuỗi đơn giản của $\psi(x, y)$ = hằng số:

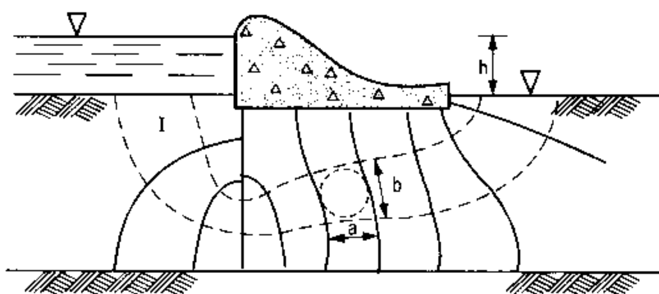
$$\left(\frac{dy}{dx}\right)_{\psi} = \frac{V_y}{V_x} \tag{3-51}$$

Tương tự khi tích phân $\phi(x, y)$ = hằng số, ta có thể có:

$$\left(\frac{dy}{dx}\right)_{\phi} = -\frac{V_x}{V_y} \tag{3-52}$$

Từ các phương trình (3-51) và (3-52), ta ghi nhớ là $\phi(x, y)$ và $\psi(x, y)$ cho các nhóm đường cong vuông góc lẫn nhau. Kết luận logic toán học này cho ta kĩ thuật thuyết phục để giải các bài toán dòng thấm bão hoà bằng phương pháp vẽ các lưới thấm bằng sơ đồ. Đó là kĩ thuật đơn giản, bao gồm việc tiến hành vẽ hai nhóm đường cong vuông góc nhau trong phạm vi dòng thấm thích hợp với các điều kiện biên. Lưới thấm cung cấp một phương pháp hữu ích để đánh giá các thế áp lực trong phạm vi dòng thấm và cũng dùng để tính lượng nước thấm. Chúng ta giải thích điều này bằng cách dùng lưới thấm đơn giản như thấy ở hình 3.11, cho trường hợp đập bêtông với cọc cừ ở mép thượng lưu. Lưới thấm được vẽ sao cho các nguyên tố dòng thấm (được giới hạn bởi các đường dòng và đường đẳng thế) là các hình vuông có các cạnh là đường cong như thường thực hiện (tức là a = b). Độ sụt thế áp lực giữa hai đường đẳng thế kế tiếp nhau Δh thì bằng h/N_d, ở đây h - độ chênh thế áp lực tổng và N_d số lần sụt thế. Với chiều dài đơn vị của đập, lưu lượng thấm Δq qua kênh thấm I có thể biểu thị theo định luật Darcy:

$$\Delta q = k\frac{\Delta h}{a}(b) = k\Delta h = k\frac{h}{N_d} \tag{3-53}$$

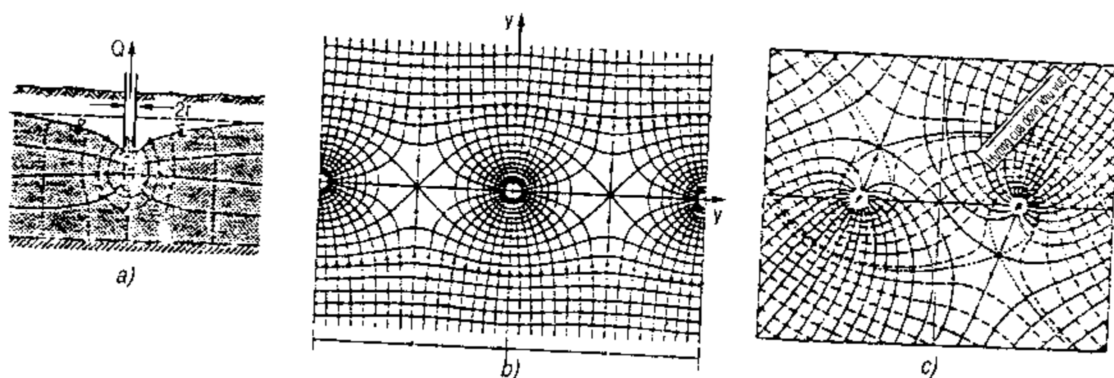


Hình 3.11: *Lưới thấm cho đập*
(các đường liền và đường đứt tương ứng các đường đẳng thế và đường dòng)

Nếu số kênh tổng trong lưới là N_f thì lưu lượng thấm tổng qua phạm vi xác định là:

$$q = kh\frac{N_f}{N_d} \tag{3-54}$$

Việc xây dựng lưới thấm trong vùng đồng nhất đẳng hướng thì độc lập với hệ số thấm. Tuy nhiên, trong vùng dị hướng, cần chuyển các trục để tương ứng với các khác nhau theo các phương của độ thấm. Việc giải thích chi tiết các lưới thấm người đọc có thể tham khảo các công trình của Bear (1979), Cedergren (1989). Một vài ví dụ về lưới thấm thiết yếu trong kĩ thuật địa môi trường được thấy trong hình 3.12.



Hình 3.12: *Các ví dụ về lưới thấm trong các bài toán dòng thấm nước dưới đất*

a) Dòng thấm về giếng trong tầng chứa nước ngầm;

b) Dòng thấm trong tầng chứa nước với một dãy vô tận các giếng;

c) Vùng có dòng thấm đồng nhất với một cặp giếng hút và ép nước (theo Bear, 1979).

3.4.2. Dòng thấm bão hoà chuyển tiếp: phương trình cố kết của Terzaghi

Sự cố kết của môi trường lỗ rỗng là sự biến đổi hệ số rỗng theo thời gian do dòng thấm của nước. Gradien truyền động dòng thấm được tạo ra do áp lực bên ngoài phải vượt áp lực thuỷ tĩnh đang tồn tại. Sự phụ thuộc thời gian là do sự chuyển dần dòng áp lực dư từ nước lỗ rỗng cho các hạt rắn. Vì sự biến đổi đột ngột độ trữ nước (hệ số rỗng) của dòng thấm, quá trình cố kết có thể được xử lí như là một trường hợp đặc biệt của dòng bão hòa. Dùng phương trình (3-32) cho S_s, trong phương trình (3-37) dòng bão hoà cho cấu trúc đất có khả năng ép co được biểu thị ở dạng:

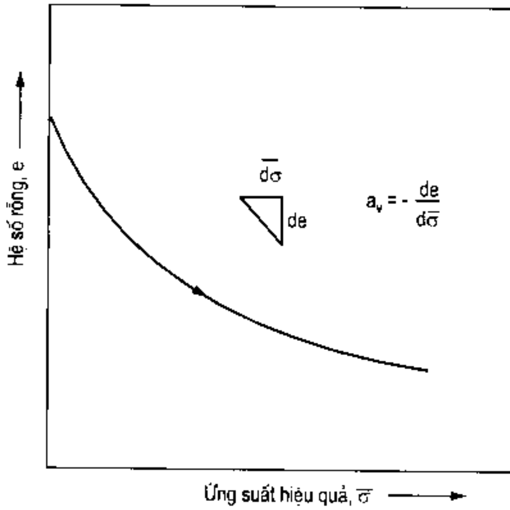
$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{\rho g \alpha}{k}\frac{\partial h}{\partial t} \tag{3-55}$$

Ghi nhớ là chúng ta giả thiết chất lỏng không chịu nén (tức là $\beta = 0$). Độ nén của môi trường α đã được định nghĩa [xem phương trình (3-33)]. Sự biến đổi thể tích cốt đất V_T có thể lấy bằng sự biến đổi thể tích rỗng, vì giả thiết hợp lí là các hạt rắn không ép co. Do vậy có thể biểu thị α theo:

$$\alpha = \frac{-dV_v / V_T}{d\overline{\sigma}} = -\frac{de}{(1+e_o)d\overline{\sigma}} \qquad (3\text{-}56)$$

Trong đó: e_o - hệ số rỗng ban đầu của môi trường.

Có thể nhận sự biến đổi điển hình hệ số rỗng cho mỗi biến đổi đơn vị ứng suất hiệu quả trong phòng thí nghiệm bằng cách tiến hành các thực nghiệm trên các mẫu đất. Đó là độ dốc a_v của đường cong e đối với $\overline{\sigma}$ như thấy ở hình 3.13.



Hình 3.13:
Đồ thị biến đổi hệ số rỗng theo ứng suất hiệu quả

Trong quá trình cố kết một hướng theo phương đứng z, có thể biểu thị phương trình (3-55) ở dạng:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{a_v}{1+e_o}\left(\frac{\rho g}{k}\right)\frac{\partial h}{\partial t} \qquad (3\text{-}57)$$

Cột nước thuỷ lực tổng có thể chia thành hai thành phần: cột nước thuỷ tĩnh và cột nước do áp lực lỗ rỗng dư. Do vậy:

$$h = h_o + \frac{u}{\gamma_w} \qquad (3\text{-}58)$$

Trong đó: h_o - cột nước thuỷ tĩnh;

u - áp lực lỗ rỗng dư.

Giới hạn bài toán trong trường hợp h_o là hằng số:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{1}{\gamma_w}\frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \qquad (3\text{-}59)$$

và

$$\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{1}{\gamma_w}\frac{\partial u}{\partial t} \qquad (3\text{-}60)$$

Thay các phương trình (3-59) và (3-60) vào phương trình (3-57):

$$\frac{1}{\gamma_w}\frac{\partial^2 u}{\partial z^2} = \frac{a_v}{(1+e_o)k}\cdot\frac{\partial u}{\partial t} \qquad (3\text{-}61)$$

hoặc ở trong dạng quen thuộc nhất:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = C_v \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \qquad (3\text{-}62)$$

Trong đó: C_v - hệ số cố kết được xác định theo:

$$C_v = \frac{k(1+e_o)}{a_v \gamma_w} \qquad (3\text{-}63)$$

Phương trình cố kết (3-62) do Karl Terzaghi đầu tiên đưa ra năm 1925. Nó tương tự dạng phương trình truyền nhiệt và lời giải dạng đóng thì có thể dùng các biến đổi Laplace cho các điều kiện biên ban đầu đơn giản. Trong một lớp đất có chiều cao 2H (hình 3.14), thoát nước cả đỉnh và đáy lớp thì lời giải là đối xứng qua mặt phẳng giữa. Với các điều kiện ban đầu và điều kiện biên là:

$$u(z, 0) = u_o \; (0 < z < H) \qquad (3\text{-}64)$$

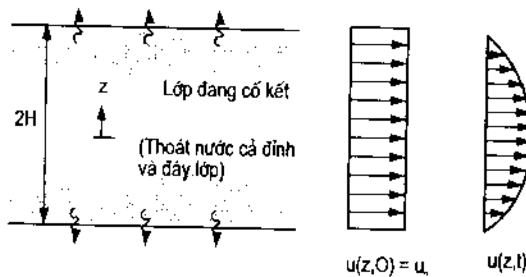
$$u(H, t) = 0 \; (t > 0) \qquad (3\text{-}65)$$

$$\frac{\partial u}{\partial z}(0, t) = 0 \; (t \geq 0) \qquad (3\text{-}66)$$

đó là bài toán phổ biến đã được giải trong địa kĩ thuật. Lời giải của nó có dạng:

$$u(z, t) = \sum_{m=0}^{m=\infty} \left(\frac{2u_o}{M} \sin\frac{Mz}{H} \right) e^{-M^2 T_v} \qquad (3\text{-}67)$$

Trong đó: M = π(2m + 1)/2, m là một tích phân và $T = C_v t/H^2$ là hệ số thời gian (không thứ nguyên).



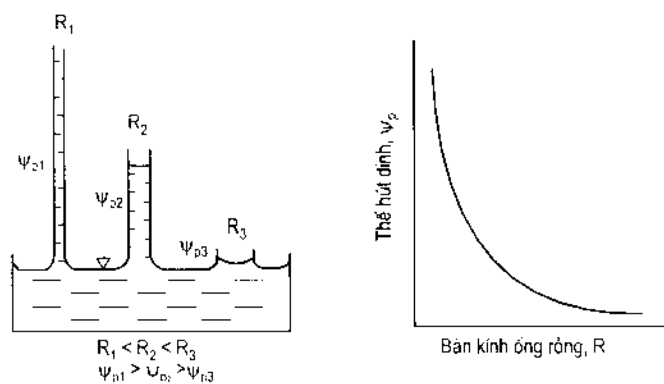
Hình 3.14: *Cố kết của lớp đất thoát nước cả đỉnh và đáy lớp*

3.5. CÁC ĐỊNH LUẬT THẤM TRONG ĐẤT KHÔNG BÃO HOÀ

3.5.1. Các nguyên lí của dòng thấm trong đất không bão hoà

Thích ứng với các xử lí trong đất bão hoà, ta chấp nhận khái niệm ống mao quản để đặc trưng cho dòng thấm không bão hoà. Chúng ta giới hạn chú ý chỉ tới cơ cấu truyền

động, tức là thế áp lực - được gọi là thế hút dính khi xem xét đới không bão hoà. Cần nhớ là cho một ống mao quản đơn, thế hút dính tỉ lệ nghịch với bán kính ống [phương trình (3-6)]. Quan hệ nghịch trong hình 3.15 cho thấy là khi các lỗ rỗng trong khối đất được lí tưởng hoá như các ống mao quản, nước trong các lỗ rỗng nhỏ hơn có thể hút dính cao hơn các lỗ rỗng lớn hơn. Điều này có nghĩa là khi đất bão hoà bắt đầu chuyển sang không bão hoà, các lỗ rỗng lớn hơn thoát nước trước tiên sau đó là các lỗ rỗng nhỏ hơn. Do vậy, độ ẩm thể tích θ tại trạng thái không bão hoà của đất đã cho là sự phản ánh trạng thái năng lượng hay thế hút dính của nước. Sự phụ thuộc nội tại này giữa độ ẩm và thế hút dính là một yếu tố quan trọng và làm cho dòng không bão hoà khó mô tả đặc trưng hơn dòng bão hoà. Khi thể tích nước là hằng số bằng độ rỗng được huy động như là kết quả của độ chênh thế áp lực tác dụng trong đới bão hoà, trong trường hợp đới không bão hoà thì độ ẩm biến đổi liên tục với thế áp lực.

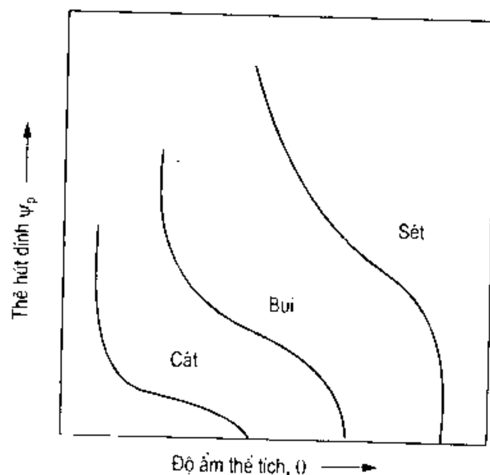


Hình 3.15: *Quan hệ nghịch giữa thế hút dính và bán kính ống mao quản*

3.5.2. Các đường cong đặc trưng độ ẩm

Khi thông tin trong hình 3.15 được kết hợp với nhận thức về quan hệ giữa kích cỡ và khả năng giữ nước tương ứng của các lỗ rỗng đất, ta nhận được các đường cong đặc trưng độ ẩm (hay đất - nước). Các đường cong này cho biết quan hệ giữa độ ẩm và thế hút dính và đã được nghiên cứu kĩ trong thổ chất. Sơ đồ các đường cong này được thấy trong hình 3.16. Nói chung, đất hạt thô chứa nhiều nước trong các lỗ rỗng lớn, nó có thể được thoát tại các độ hút dính tương đối không lớn. Trong khi hạt mịn có nước được phân bố trong phạm vi các lỗ rỗng tương đối nhỏ hơn, nó cần độ hút dính cao để thoát nước. Trong trường hợp khác, có độ ẩm (được hiểu là độ ẩm dư hay độ ẩm không thể giảm bớt) mà ở dưới độ ẩm này nước thực tế không thể thoát nước, và đường cong đặc trưng độ ẩm tiến tới tiệm cận trục thế hút dính. Một số quan hệ cho các đường cong đặc trưng độ ẩm được đề nghị trong thổ chất. Các biểu thức dùng phổ biến được liệt kê trong bảng 3.2. Các thông số quan trọng của các biểu thức này là độ ẩm lúc bão hoà hoàn toàn, độ ẩm không thể giảm bớt (độ ẩm không được huy động, được giữ ở dạng các vòng nhẫn và màng mỏng ngay cả

tại các độ hút dính cao) và độ hút dính cho khí vào - độ hút dính tối thiểu cần để khí xâm nhập vào hệ đất. Các hằng số thực nghiệm trong các biểu thức này rõ ràng phụ thuộc vào sự phân bố kích thước lỗ rỗng vì chính sự phân bố kích thước lỗ rỗng cho biết khả năng giữ nước của các kích cỡ lỗ rỗng khác nhau. Đó chính là sự phân bố kích cỡ lỗ rỗng của đất, được đề cập trong chương 2 đã đóng vai trò quan trọng trong sự khống chế các đường cong đặc trưng độ ẩm như thế nào. Trục x (kích cỡ lỗ rỗng) của đường cong phân bố kích cỡ lỗ rỗng tương ứng thế hút dính bằng nguyên lí mao dẫn, và trục y (tỉ lệ của một kích cỡ lỗ rỗng đã cho trong đất) tương ứng với độ ẩm thể tích.



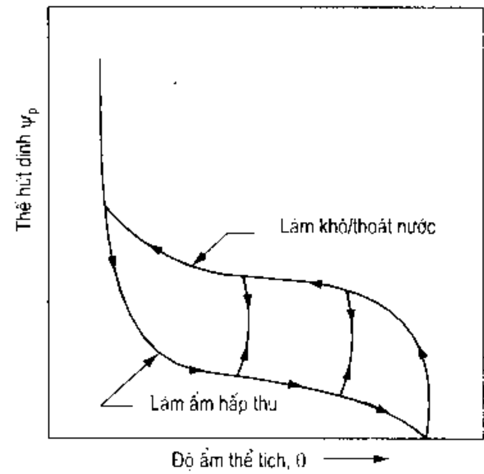
Hình 3.16: *Sơ đồ các đường cong đặc trưng độ ẩm*

Bảng 3.2. Các biểu thức thực nghiệm phổ biến cho các đường cong đặc trưng độ ẩm

Phương trình	Mô tả các thông số	Tham khảo
$\psi = a(n-\theta)^b/\theta^c$	n - độ ẩm lớn nhất (độ rỗng); a, b, c - các hằng số kinh nghiệm.	Visser (1966)
$\left(\frac{\theta-\theta_r}{n-\theta_r}\right)=\left(\frac{\psi_a}{\psi}\right)^{\lambda}$	θ_r - độ ẩm dư; ψ_a - độ hút dính khí vào; λ - thông số kinh nghiệm.	Brooks và Corey (1966)
$\psi = f\theta^{-g}$	f, g - các hằng số kinh nghiệm	Gardner et al. (1970)
$\frac{\theta}{n}=\left(\frac{\psi_a}{\psi}\right)^{1/l}$	l - hằng số kinh nghiệm	Campbell (1974)
$\left(\frac{\theta-\theta_r}{n-\theta_r}\right)=\frac{1}{\left[1+(\alpha\mid\psi\mid)^p\right]^m}$	α - nghịch đảo của áp lực khí vào; m, n - các hằng số kinh nghiệm (m = 1 - 1/p).	Van Genuchten (1978)

Một trong những phức tạp liên quan với việc dò lại đường cong đặc trưng độ ẩm là nó biểu hiện hiện tượng trễ, tức là dạng đường cong phụ thuộc vào đất đang ẩm hay khô như thấy trong hình 3.17. Điều này chủ yếu là do quan hệ giữa độ ẩm và thế hút

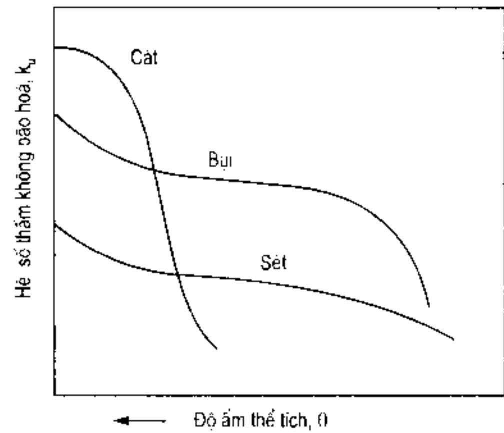
dính phụ thuộc chặt chẽ vào các tính chất của mặt phân cách khí - nước đã được đề cập trong mục 1.2. Góc tiếp xúc của mặt phân cách với các hạt có xu hướng khác nhau trong các pha làm khô và làm ướt, và các lỗ rỗng có xu hướng nối lại với nhau theo các cách khác nhau trong hai pha. Đường cong đặc trưng được gọi là đường cong làm khô hay thoát nước khi đất được làm khô ngày càng tăng từ trạng thái bão hoà và đường cong làm ẩm hay hấp thụ khi đất được ẩm ướt từ trạng thái khô ban đầu.



Hình 3.17: Bản chất hiện tượng trễ trong các đường cong đặc trưng độ ẩm

3.5.2. Biến đổi hệ số thấm theo độ ẩm

Tại một trạng thái dòng không bão hoà đã cho, không phải toàn bộ các ống mao quản tham gia dòng thấm. Hệ số thấm của đới không bão hoà phụ thuộc vào số và kích cỡ các ống rỗng tham gia. Vì độ ẩm θ phản ánh trực tiếp các thông số này nên rõ ràng là độ thấm của đất không bão hoà phụ thuộc vào θ. Theo định luật Poiseuille đã trình bày trong mục 2.2, lưu lượng thấm qua ống mao quản tỉ lệ thuận với luỹ thừa bậc 4 của bán kính ống. Điều này có nghĩa là lưu lượng thấm lớn hơn khi các lỗ rỗng lớn hơn. Vì các lỗ rỗng lớn thường có độ ẩm cao hơn nên rõ ràng là độ thấm tăng khi độ ẩm tăng. Sự biến đổi độ thấm không bão hoà theo độ ẩm cho các loại đất khác nhau được thấy trên hình 3.18. Lúc bão hoà hoàn toàn (tương ứng θ = n), các đất thô hơn như cát có độ thấm cao hơn do các lỗ rỗng lớn hơn. Tuy nhiên sau khi các lỗ rỗng lớn này thoát nước, độ thấm giảm khá nhanh. Sự giảm độ thấm khá chậm trong trường hợp đất hạt mịn, như đất sét.



Hình 3.18: Biến đổi độ thấm không bão hoà theo độ ẩm thể tích

Chúng ta có thể thể hiện dòng thấm trong một ống mao quản đơn như đã làm trong mục 2.2 và cộng các tham số của toàn bộ các ống dẫn để nhận được quan hệ cho độ thấm không bão hoà. Giả thiết là có K bán kính ống mao quản khác nhau có chiều dài L, tất cả chúng đều dẫn nước, lưu lượng tổng có thể được tính theo:

$$q = \frac{\pi}{8\eta}\left(\frac{\Delta P}{L}\right)\sum_{i=1}^{K} N_i R_i^4 \qquad (3\text{-}68)$$

Trong đó: N_i - số các ống có bán kính R_i, cho mỗi diện tích tiết diện đơn vị.

Để biết số ống và kích cỡ các ống tham gia dòng thấm ở trạng thái không bão hoà đã cho, ta dùng đường cong đặc trưng độ ẩm. Thế hút dính của đất không bão hoà có thể được chuyển cho bán kính ống rỗng bằng phương trình mao dẫn (3-6). Xem như đất ở trạng thái có độ ẩm θ_1 nhỏ hơn độ ẩm bão hoà n một số gia $\Delta\theta$ khá nhỏ.

Độ ẩm thể tích θ_1 tương ứng trạng thái khi $\Delta\theta$ đã được thoát qua các ống có bán kính R_1 được cho bởi $2\sigma\cos\alpha/\psi_p$ [phương trình (3-6)]. Với chiều dài ống rỗng đơn vị, có thể tính $\Delta\theta$ theo:

$$\Delta\theta = N_i \pi R_i^2 \qquad (3\text{-}69)$$

Biểu thức cho số lỗ rỗng có bán kính R_i:

$$N_i = \frac{\Delta\theta}{\pi R_i^2} \qquad (3\text{-}70)$$

Bằng quá trình này, có thể nhận được số lỗ rỗng tham gia dòng thấm cho đất không bão hoà tại trạng thái bất kì khô hơn θ_1 bằng cách dùng các số gia $\Delta\theta$ nhỏ. Tại độ ẩm θ, các lỗ rỗng có bán kính R_1 toàn bộ thoát nước và chỉ có các lỗ rỗng nhỏ hơn R_i dẫn nước. Theo phương trình (3-68), biểu thị số ống rỗng N_i theo $\Delta\theta$ và R_i, lưu lượng tổng dòng thấm tương ứng độ ẩm θ_i được thể hiện theo biểu thức:

$$q_u(\theta_i) = \frac{1}{8\eta}\left(\frac{\Delta P}{L}\right)\Delta\theta\sum_{i=2}^{K} R_i^2 \qquad (3\text{-}71)$$

Tương tự với định luật Darcy, hệ số thấm của đất không bão hoà xác định theo:

$$k_u(\theta_j) = \frac{\Delta\theta}{8\eta}\sum_{i=2}^{K} R_i^2 \qquad (3\text{-}72)$$

Có thể biến đổi bán kính theo các thế hút dính [phương trình (3-6)], và hệ số thấm có thể biểu thị theo thế hút dính:

$$k_u(\psi_{pj}) = \frac{\sigma^2\Delta\theta}{2\eta}\sum_{i=2}^{K}\frac{1}{\psi_{pi}^2} \qquad (3\text{-}73)$$

Vì thế về lí thuyết có thể sử dụng hiểu biết về đường cong đặc trưng độ ẩm để nhận được biểu thức cho hệ số thấm không bão hoà. Như một phương án chọn có thể dùng phương trình Kozeny - Carmen cho trong mục 3.2 để nhận được biểu thức hệ số thấm không bão hoà theo độ rỗng và độ bão hoà. Biểu hiện các phương trình (3-21) và (3-22) theo độ bão hoà S để tính diện tích thấm giảm bớt, người đọc có thể suy ra là:

$$k_u \alpha S^3 \qquad (3\text{-}74)$$

Các phương trình trên là các phương trình lí thuyết quan trọng là do ống mao quản tương tự sử dụng trong diễn giải của chúng. Tương tự với các quan hệ đặc trưng độ ẩm, một số quan hệ kinh nghiệm tồn tại để thể hiện sự biến đổi k_u theo θ hoặc ψ. Các ví dụ phổ biến của các quan hệ này được ghi trong bảng 3.3. Quan hệ luỹ thừa giữa hệ số thấm không bão hoà và độ bão hoà được phương trình Kozeny - Carman dự đoán là thích hợp với các quan hệ kinh nghiệm này.

Bảng 3.3. Các quan hệ kinh nghiệm thông thường cho hệ số thấm không bão hoà

Hàm số	Tác giả
$k_u(\psi) = a(b + \psi^n)^{-1}$	Child và Collis - George (1950)
$k_u(\psi) = \dfrac{k_s}{\left[1+\left(\dfrac{\psi}{\psi_c}\right)^n\right]}$	Gardner (1958)
$k_u(\theta) = k_s\left(\dfrac{\theta-\theta_r}{\theta_s-\theta_r}\right)^n$	Brooks và Corey (1966)
$k_u(\psi) = \dfrac{a}{\psi}$	Baver et al. (1972)
$k_u(\psi) = k_s \exp(a\psi)$	Mualem (1976)
$k_u(\theta) = a(\theta)^n$	Marshall và Homes (1979)
$k_u(\theta) = k_s\sqrt{\dfrac{\theta-\theta_r}{\theta_s-\theta_r}}\left\{1-\left[1-\left(\dfrac{\theta-\theta_r}{\theta_s-\theta_r}\right)^{1/m}\right]^m\right\}^2$	Van Genuchten (1980)

Ghi chú: *k_s - hệ số thấm bão hoà; θ_s - độ ẩm thể tích lúc bão hoà (bằng độ rỗng); ψ_c - thế hút dính cho $k_u = k_s/2$; θ_r - độ ẩm dư; a, b, m và n - các hằng số kinh nghiệm.*

3.6. PHƯƠNG TRÌNH CHỈ ĐẠO DÒNG THẤM KHÔNG BÃO HOÀ

Tương tự như cách xử lí dòng thấm bão hoà, ta sẽ biểu thị toán học dòng không bão hoà bằng cách kết hợp định luật bảo toàn khối lượng và định luật Darcy. Do độ dẫn thuỷ lực không là hằng số và phụ thuộc lớn vào độ ẩm, không thể sử dụng cách đơn giản hoá đã thực hiện trước đây cho dòng thấm không bão hoà. Xem lại yếu tố khống chế thể tích của hình 3.9, độ trữ của nó biến đổi không thay đổi mặc dù chất lỏng và môi trường có thể không bị nén. Do vậy, dòng không bão hoà luôn là dòng chuyển tiếp. Vì độ ẩm luôn nhỏ hơn độ rỗng tổng, có thể biểu thị như là tích của độ bão hoà S và độ rỗng n, vế phải của phương trình (3-31) có thể cải biến để phản ánh cho dòng không bão hoà:

$$-\frac{\partial}{\partial x}(\rho V_x)-\frac{\partial}{\partial y}(\rho V_y)-\frac{\partial}{\partial z}(\rho V_z)=\frac{\partial}{\partial t}(\rho Sn)=\rho S\frac{\partial n}{\partial t}+Sn\frac{\partial \rho}{\partial t}+\rho n\frac{\partial S}{\partial t} \quad (3\text{-}75)$$

Nói chung, bỏ qua các ảnh hưởng do độ nén của chất lỏng lỗ rỗng và môi trường khi so sánh với sự biến đổi bão hoà. Có thể đơn giản phương trình (3-75) thành:

$$\frac{\partial}{\partial x}(V_x)+\frac{\partial}{\partial y}(V_y)+\frac{\partial}{\partial z}(V_z)=\frac{\partial}{\partial t}(Sn)=\frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (3\text{-}76)$$

Kết hợp với định luật Darcy:

$$\frac{\partial}{\partial x}\left[k_u(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial x}\right]+\frac{\partial}{\partial y}\left[k_u(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial y}\right]+\frac{\partial}{\partial z}\left[k_u(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial z}\right]=\frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (3\text{-}77)$$

Không giống trường hợp dòng bão hoà, không có khả năng đơn giản hơn phương trình (3-77) là do k_u phụ thuộc lớn vào ψ. Tương tự thuật ngữ độ trữ riêng trong bài toán dòng bão hoà, thuật ngữ khả năng ẩm riêng C (ψ) được dùng để thể hiện vế phải của phương trình (3-77). Nó được định nghĩa là sự biến đổi độ ẩm cho mỗi biến đổi đơn vị cột áp lực, tức là:

$$C(\psi)=\frac{d\theta}{d\psi} \quad (3\text{-}78)$$

C (ψ) tương đương độ dốc đường cong đặc trưng độ ẩm.

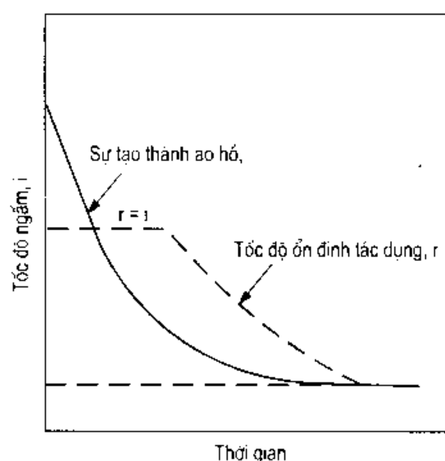
Vế phải của phương trình (3-77) được viết theo thế hút dính ψ và thay vào phương trình (3-78), ta có:

$$\frac{\partial}{\partial x}\left[k_u(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial x}\right]+\frac{\partial}{\partial y}\left[k_u(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial y}\right]+\frac{\partial}{\partial z}\left[k_u(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial z}\right]=C(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial t} \quad (3\text{-}79)$$

Phương trình (3-79) là phương trình Richard quen thuộc. Do không tuyến tính cao, các phương pháp số thường dùng để cho lời giải. Tuy nhiên, cho một số các điều kiện ban đầu và điều kiện biên đơn giản, tồn tại các lời giải giải tích đầu tiên của Philip (1957).

Trong các bài toán xác định, ở nơi sự ngấm của nước xuống dưới sâu quan trọng hơn việc dự đoán các thế hút dính trong suốt đới mao dẫn thì tồn tại các khái niệm đơn giản hơn. Trong các trường hợp như thế, không cần lời giải theo phương trình (3-79).

Khe hở để nước đi qua tại bề mặt đất bị khống chế chủ yếu bởi phương pháp đưa vào (sự tạo thành ao hồ, sự phun tưới...) và nguồn cấp nước có khả năng và các điều kiện độ ẩm trước đây. Ví dụ, lượng nước thấm vào đất khô ban đầu thì lớn; tuy nhiên khi lớp đất trên mặt trở nên bão hoà, gradien truyền động dòng thấm giảm và lưu lượng đến gần độ dẫn thuỷ lực bão hoà theo thời gian. Sơ đồ biến đổi lưu lượng ngấm theo thời gian được thấy trong hình 3.19. Một số biểu thức kinh nghiệm thông thường để tính lưu lượng ngấm được nêu trong bảng 3.4.



Hình 3.19: Sơ đồ biến đổi lưu lượng ngấm theo thời gian

Bảng 3.4. Các biểu thức kinh nghiệm xác định tốc độ ngấm vào đất không bão hoà (theo Hội đồng nghiên cứu quốc gia, 1990)

Phương trình	Tác giả
$i = i_c + (b/I)$	Green và Ampt (1911)
$i = bt^{-n}$	Kostiakov (1932)
$i = i_c + (i_0 - i_c)e^{-kt}$	Horton (1940)
$i = i_c + (3/2)t^{-1/2}$	Philip (1957)
$i = i_c + a(M - I)^n$, $I < M$; $i = i_c$; $I > M$	Holton (1961)

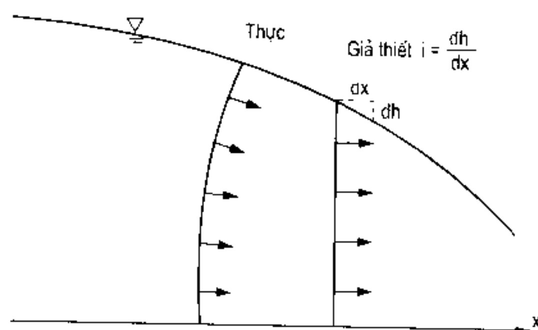
Ghi chú: *i - tốc độ ngấm (cm³ nước cho mỗi cm diện tích, cho mỗi giờ); I - thể tích nước tích luỹ (cm³) ngấm trong thời gian t; a, B, M, S, n và k là các hằng số; i_c - tốc độ ngấm trạng thái ổn định; i_0 - tốc độ ngấm ban đầu; i_a - tốc độ ngấm cuối cùng.*

3.7. CÁC LỜI GIẢI GIẢI TÍCH CHO DÒNG THẤM CHUYỂN TIẾP VÀ ỔN ĐỊNH TRONG ĐẤT

Trong một số trường hợp, các lời giải giải tích đơn giản cho dòng bão hoà có thể nhận được bằng cách tích phân trực tiếp phương trình bảo toàn khối lượng. Một số bài toán mong muốn liên quan với các giếng hút và ép nước có thể được giải bằng cách đơn giản hoá bài toán một chiều Đêcactơ đơn giản hay trong các chiều xuyên tâm. Giả thiết Duypuy đặc biệt hữu ích trong các trường hợp như thế. Giả thiết này cho là khi biến đổi độ dốc mặt nước ngầm (tức là mực nước dưới đất tại áp lực khí quyển) là nhỏ thì các mặt đẳng thế và đường dòng có thể xử lí là các đường thẳng đứng và nằm ngang tương ứng (hình 3.20). Bear (1972) cho biết sai số do giả thiết

này là nhỏ khi $i^2 << 1$, ở đây i là độ dốc của bề mặt nước ngầm. Các dạng dòng thấm được đơn giản theo giả thiết này và các lời giải hữu dụng, độc giả có thể đọc cuốn "Địa chất thuỷ văn ứng dụng" của tác giả, Nhà xuất bản Xây dựng xuất bản năm 2003, và các giáo trình động lực nước dưới đất...

Dòng thấm trong đới không bão hoà không được xem xét trong các lời giải này và nước ngầm tới mực nước ngầm với tốc độ thường được xem bằng tốc độ tại mặt đất. Chúng ta sẽ tìm nhiều lời giải này có hữu ích cho các hoạt động chữa trị hiện trường và trong khi thiết kế các phương tiện thoát nước cho hệ lưu trữ chất thải trong các chương sau của cuốn sách.



Hình 3.20: Giả thiết Duypuy

Chương 4

VẬN CHUYỂN VÀ LAN TRUYỀN KHỐI TRONG ĐẤT

Trong chương này chúng ta sẽ tập trung vào vấn đề các chất ô nhiễm di chuyển như thế nào ở dưới mặt đất, quan hệ với nước lỗ rỗng và đồng thời tương tác lẫn nhau như thế nào. Ta lưu ý là các chất ô nhiễm tham gia các quá trình biến đổi lí, hoá và sinh học trong khi chúng di chuyển. Các quá trình biến đổi này cần phải xét đến khi đánh giá chất lượng đất và nước dưới đất. Chúng ta sẽ tìm hiểu nhận thức chủ yếu về sự vận chuyển và lan truyền chất ô nhiễm trong đất trong việc xử lí hiện trường và các nỗ lực lưu giữ chất thải.

Như đã lưu ý trong chương 3, công thức vận chuyển trong môi trường rỗng chủ yếu liên quan đến sự áp dụng nguyên lí bảo toàn khối lượng và các quan hệ nguyên nhân và hậu quả trong dạng các phương trình cơ bản. Nguyên lí bảo toàn khối lượng được dùng cho các chất ô nhiễm trong một thể tích nguyên tố của môi trường rỗng phát biểu là:

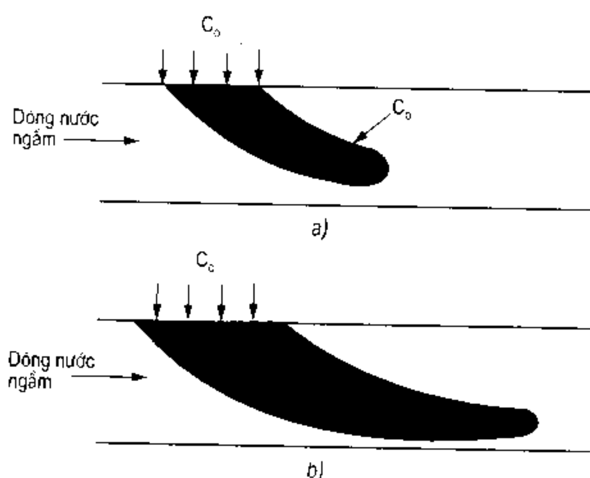
Lưu lượng khối vào	–	Lưu lượng khối ra	±	Lưu lượng khối sinh ra hay tiêu thụ	=	Lưu lượng khối tích luỹ		(4-1)

Ở đây dấu + hay - ở bên trái dùng cho sinh ra hay tiêu thụ tương ứng. Các quá trình lan truyền khối tham gia vào việc tiêu thụ hay sản sinh khối trong môi trường lỗ rỗng và vì thế liên quan trực tiếp với các thuật ngữ vùng trũng/nguồn trong phương trình (4-1). Mặt khác, quá trình vận chuyển khối tham gia như là các quan hệ cơ bản trong công thức của chúng ta. Ta sẽ xem xét các quá trình vận chuyển liên quan không chỉ việc áp dụng định luật Darcy (đã cung cấp chi tiết trong chương 3), mà còn định luật Fick sẽ được đề cập dưới đây.

Ta cần phân biệt sự khác nhau quan trọng giữa các chất ô nhiễm hoà tan được trong nước và loại không hoà tan trong nước. Hai loại chất ô nhiễm khác nhau về phương thức vận chuyển bởi nước lỗ rỗng. Sự vận chuyển các chất ô nhiễm có thể hoà tan thì liên kết chặt chẽ với dòng thấm nước lỗ rỗng hơn là các chất ô nhiễm không hoà tan, nó bị khống chế bởi nhiều cơ cấu của quy mô lỗ rỗng và quy mô ngoài trời không liên hệ với dòng nước thấm. Chúng ta sẽ hoãn thảo luận các chất ô nhiễm không thể hoà tan đến chương sau và trước hết đề cập các chất ô nhiễm bị hoà tan.

4.1. CƠ CẤU VẬN CHUYỂN KHỐI

Sự vận chuyển các chất ô nhiễm hoà tan theo con đường bình lưu và do vậy liên quan với vận tốc dòng nước thấm. Hướng của gradien thuỷ lực khống chế phạm vi rộng hướng vận chuyển chất ô nhiễm được hoà tan. Nếu bình lưu chỉ là cơ cấu vận chuyển, vận tốc lỗ rỗng (vận tốc Darcy chia cho độ rỗng) là một chỉ số cho sự vận chuyển các chất ô nhiễm được hoà tan. Vì thế, khi một hoá chất có nồng độ C_0 được đưa vào hệ đất bão hoà nước như thấy ở hình 4.1a, nó di chuyển như một frơn nhọn tại vận tốc bằng vận tốc rỗng V_a. Tuy nhiên, trong thực tế có các cơ cấu khác làm tăng thêm sự vận chuyển. Hệ đất bão hoà có gradien nồng độ thêm vào gradien thuỷ lực do sự có mặt cục bộ của hoá chất hoà tan. Các gradien nồng độ này thực hiện hoạt động động lực và cho một cơ cấu vận chuyển là khuếch tán. Như thấy trong hình 4.1b, ảnh hưởng của khuếch tán làm cho chất ô nhiễm trải rộng ra theo tất cả các phương nhằm đáp ứng các gradien nồng độ. Do vậy, các đóng góp tương đối của phân tán và khuếch tán phụ thuộc vào độ lớn của vận tốc và gradien nồng độ. Trong các hệ có vận tốc thấp (do hệ số thấm nhỏ như trong trường hợp các công trình chắn giữ chất thải) người ta có thể hi vọng quá trình khuếch tán khống chế. Mặt khác, trong các hệ có vận tốc dòng thấm cao như trong đất hạt thô thì phân tán là chủ yếu. Để lại sự phân tích định tính của các đóng góp tương đối này cho giai đoạn sau, chúng ta bắt đầu thảo luận về quá trình khuếch tán.



Hình 4.1: Hoá chất vận chuyển trong nước ngầm a) Bằng bình lưu; b) Bằng bình lưu và khuếch tán.

Định luật Fick thứ nhất cho ta đại diện chính thức của quá trình khuếch tán. Tương tự định luật Darcy, nó phát biểu là dòng hoá chất khuếch tán J (khối lượng chất hoà tan cho mỗi diện tích đơn vị, cho mỗi thời gian đơn vị, M/L^2T) tỉ lệ thuận với gradien nồng độ;

$$J = -D^* \frac{dC}{dx} \qquad (4\text{-}2)$$

Trong đó: C - nồng độ chất hoà tan (M/L^3);

D^* - hệ số khuếch tán cho môi trường đất (L^2/T);

dC/dx - gradien nồng độ, là âm theo hướng khuếch tán.

D^* là hệ số tỉ lệ tương tự hệ số thấm k trong phương trình (3-16). Thực hiện sự tương tự giữa các hệ số thấm và hệ số khuếch tán thêm, thường xác định gián tiếp hệ số khuếch tán. Gradien nồng độ được dùng trên mỗi mẫu đất và dòng hoá chất quan sát được dùng trong định luật Fick thứ nhất để xác định hệ số khuếch tán D^*. Các cố gắng để nhận được biểu thức trực tiếp cho hệ số khuếch tán trong quan hệ với đất và các thông số chất lỏng lỗ rỗng đã dựa trên các nội suy của sự khuếch tán dung dịch tự do như đề cập dưới đây.

Nguyên tắc cơ bản để rút ra biểu thức cho hệ số khuếch tán dung dịch tự do là tính linh động của các ion khi xác định bởi khối lượng, bán kính và hoá trị của chúng và bởi các tính chất của chất lỏng như độ nhớt, hằng số chất điện môi và nhiệt độ. Ba biểu thức rút ra từ các nguyên lí cơ bản được cho dưới đây:

$$D_o = \frac{uRT}{N} \quad \text{phương trình Nerst - Einstein} \tag{4-3}$$

$$D_o = \frac{RT\lambda_o}{F^2 |z|} \quad \text{phương trình Nerst} \tag{4-4}$$

$$D_o = \frac{RT}{6\pi N\eta r} \quad \text{phương trình Einstein - Stokes} \tag{4-5}$$

Trong đó: D_o - hệ số khuếch tán của dung dịch tự do;

u - độ linh động tuyệt đối của chất hoà tan;

R - hằng số khí phổ biến;

T - nhiệt độ tuyệt đối;

N - số Avogadro (6.022×10^{23} mol^{-1});

λ_o - độ dẫn ion giới hạn;

F - hằng số Faraday (96500 C/Eg);

$|z|$ - giá trị tuyệt đối của hoá trị ion;

η - độ nhớt của chất lỏng;

r - bán kính phân tử hay ion hợp nước.

Các phương trình này toàn bộ dựa trên cùng nguyên lí của độ linh động ion. Độ linh động tuyệt đối của chất hoà tan u được biểu hiện theo độ dẫn ion λ_o trong phương trình (4-4) và theo kích cỡ ion và độ nhớt chất lỏng trong phương trình (4-5). Sự khuếch tán các dạng trong một dung dịch tự do vì thế là một hàm phức hợp của một số biến, đó là bán kính, hoá trị ion, nhiệt độ, độ nhớt của môi trường khuếch tán... Các giá trị D_o điển hình cho các anion và cation lựa chọn được thấy trong bảng 4.1. Các giá trị cho các hình thái khác có thể tìm thấy trong Lerman (1979) và Li và Gregory (1974).

Hệ số khuếch tán cho một hình thái trong môi trường rỗng sẽ nhỏ hơn trong dung dịch tự do, chủ yếu do phạm vi giới hạn có hiệu lực cho dòng ion. Hệ số khuếch tán hiệu quả D^* trong đất do vậy được biểu hiện theo:

$$D^* = \omega D_o \quad (4\text{-}6)$$

Trong đó: ω - hằng số kinh nghiệm (điển hình trong phạm vi 0,5 đến 0,01) được tính cho sự có mặt pha rắn của đất trong môi trường.

Bảng 4.1. Các hệ số khuếch tán của dung dịch tự do cho các nhóm lựa chọn (theo Li và Gregory 1974; Lerman, 1979)*

Cation	$D_o \times 10^{-10}$ (m^2/s)	Anion	$D_o \times 10^{-10}$ (m^2/s)
H^+	93,1	OH^-	52,8
Na^+	13,3	Cl^-	20,3
K^+	19,6	F^-	14,7
NH_4^+	19,8	Br^-	20,8
Mg^{2+}	7,1	I^-	20,4
Ca^{2+}	7,9	NO_3^-	19,0
Fe^{2+}	7,2	HCO_3^-	11,8
Cu^{2+}	7,3	SO_4^{2-}	10,7
Zn^{2+}	7,2	CO_3^{2-}	9,6

** Các giá trị tương ứng sự pha loãng vô hạn ở 25°C.*

Các cách tính chính xác hơn có xét các yếu tố khác nhau liên quan đến quá trình khuếch tán trong đất được Shackelford và Daniel (1991) xem xét. Nói chung ta có thể nhóm tất cả các yếu tố quyết định sự khác nhau về khuếch tán giữa dung dịch tự do và môi trường đất và biểu thị D* theo:

$$D^* = D_o \tau \alpha \gamma \theta \quad (4\text{-}7)$$

Trong đó:

τ - hệ số ngoằn ngoèo (uốn khúc) tính đến đường đi ngoằn ngoèo của các ion;

α - hệ số lỏng hay linh động xét đến độ nhớt của nước tăng lên ở gần bề mặt hạt rắn có liên quan với độ nhớt của chất lỏng thể tích lỗ rỗng;

γ - hệ số ngăn chặn (loại trừ) anion xét đến khả năng ngăn chặn các anion từ các lỗ rỗng nhỏ hơn trong trường hợp độ rỗng đất thấp;

θ - độ ẩm thể tích tính đến phạm vi dòng thấm giảm cho sự di chuyển ion.

Các yếu tố này thường gộp chung lại cho đơn giản. Hai dạng đơn giản kiểu này là:

$$D^* = D_o f_i \theta \qquad \text{Nye, 1979} \quad (4\text{-}8)$$

$$D^* = D_o t_r \qquad \text{Olsen et al., 1965} \quad (4\text{-}9)$$

Trong đó: f_i - hệ số trở kháng;

t_r - hệ số truyền động.

Shackelford và Daniel (1991) cảnh báo cho chúng ta về lợi ích trong tài liệu của "hệ số khuếch tán hiệu quả" và lưu ý cần diễn giải cẩn thận các yếu tố được xét đến trong hoàn cảnh riêng ở nơi đã sử dụng thuật ngữ.

Sự khuếch tán các hoá chất trong đất đã trình bày ở trên được chia nhóm điển hình theo cơ cấu vận chuyển quan trọng khác đã biết là phân tán cơ học. Phân tán cơ học là do tác động của vận tốc bình lưu, khi có độ lớn thích hợp sẽ gây ra sự hỗn hợp hoá học trong môi trường rỗng. Phạm vi hỗn hợp cơ học của vật chất là hàm trực tiếp của vận tốc bình lưu. Để tính đến ảnh hưởng kết hợp của khuếch tán và phân tán ta sử dụng hệ số phân tán D:

$$D = D^* + D_m \quad (4\text{-}10)$$

Trong đó: D_m - hệ số phân tán cơ học và thường biểu thị bằng hàm tuyến tính của vận tốc lỗ rỗng V_a:

$$D_m = \alpha V_a \quad (4\text{-}11)$$

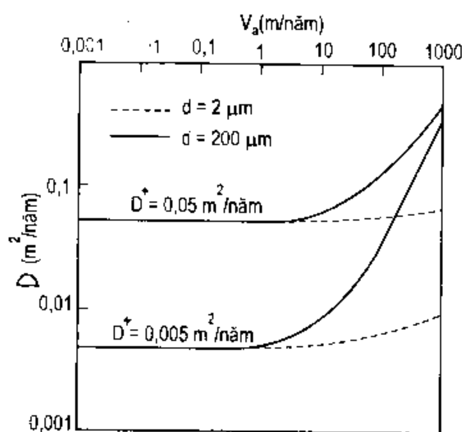
Trong đó: α - độ phát tán [L].

Qua các thực nghiệm trong phòng về sự di chuyển chất đánh dấu trong môi trường dạng hạt bão hoà, Perkins và Johnston (1963) đã nhận thức được sự quan trọng tương đối của khuếch tán và phân tán cơ học trong đất. Dựa trên các kết quả thực nghiệm, α(bằng mét) trong phương trình (4-11) được biểu thị bằng:

$$\alpha = 1{,}75d \quad (4\text{-}12)$$

Trong đó: d - đường kính hạt trung bình của đất, m.

Hình 4.2 cho thấy sự biến đổi D theo vận tốc thực V_a cho hai điều kiện cực đại của D^* và d. Trong đất hạt mịn với độ khuếch tán cao, riêng D* khống chế hệ số phân tán; mặt khác, trong đất hạt thô có độ khuếch tán thấp, D được khống chế bởi phân tán cơ học cho các vận tốc lớn hơn 1m/năm. Trong thực tế thông thường thay D cho D* trong phương trình (4-2); tuy nhiên, người đọc có thể nghi ngờ giá trị của sự gộp phân tán cơ học với một hằng số tỉ lệ giữa dòng khối và gradien nồng độ.



Hình 4.2: *Các ảnh hưởng tương đối của sự khuếch tán phân tử và phân tán cơ học đến hệ số phân tán D (theo Perkins và Johnston, 1963)*

Trong trường hợp các hệ kĩ thuật như đất sét đầm chặt, các nguyên lí ở trên thường có hiệu lực. Không giống khía cạnh độ thấm, hành vi phân tán của đất sét đầm chặt đã được đề cập chỉ trong một số nghiên cứu (Quigley et al. 1987); Shackelford

và Daniel, 1991). Các nghiên cứu này cho biết là sự phân tán đóng vai trò quan trọng trong phát hiện các hoá chất lọt qua đất sét đầm chặt. Họ đề nghị là các sai số thí nghiệm quan trọng hơn nhiều sự thay đổi bất kì của hệ số khuếch tán hiệu quả đối với độ ẩm chế bị và loại đầm chặt. Sự khuếch tán trong đất sét đầm chặt vẫn còn là lĩnh vực nghiên cứu còn mới và các nghiên cứu trong tương lai có thể đưa đến sự hiểu biết sâu hơn về quá trình này.

4.2. CƠ CẤU LAN TRUYỀN KHỐI

Một nguyên tố hay hợp chất hoá học riêng biệt có thể tồn tại trong nước dưới đất ở các dạng bất kì nào sau đây (Johnson et al. 1989):

1. Như là các ion "tự do" bao quanh là các phân tử nước.
2. Như là các nhóm không hoà tan, chẳng hạn Ag_2S, $BaSO_4$.
3. Như là các phức hợp kim loại, chẳng hạn $Al(OH)^{2+}$.
4. Như là các nhóm được hấp phụ.
5. Như là các nhóm được giữ trên bề mặt bởi sự trao đổi ion.
6. Như là các nhóm khác nhau bởi trạng thái oxi hoá, chẳng hạn Fe^{2+}, Fe^{3+}; Cr^{3+}, Cr^{4+}.

Các hoá chất khác nhau tồn tại ở một hay nhiều dạng này khi tham gia các phản ứng với nhau để đạt cân bằng có thể truyền từ một pha sang pha khác trong ba pha: rắn, lỏng và hơi. Nói cách khác, các phản ứng có thể đồng nhất (xảy ra chỉ trong một pha) hoặc không đồng nhất (liên quan sự lan truyền pha). Sự biến đổi hoá chất từ trạng thái ban đầu là một quá trình phức tạp, nó diễn ra không ngừng và chịu ảnh hưởng bởi cơ cấu lan truyền. Ngoài ra, sự biến đổi trạng thái của một nhóm có thể thay đổi cơ cấu lan truyền khối của các nhóm khác. Ở đây, cần tìm một mô hình vận chuyển khối cùng với một mô hình địa hoá có xét đến khá nhiều biến đổi mà một hoá chất ở dưới mặt đất trải qua trong quá trình di chuyển.

Trong khi một số cơ cấu lan truyền được hiểu biết kĩ hơn thì khá nhiều cơ cấu còn đang được nỗ lực nghiên cứu trong lĩnh vực địa hoá. Mục đích của chúng ta trong các mục dưới đây là tiếp nhận được kiến thức về các cơ cấu lan truyền riêng biệt trong phạm vi cần thiết để hiểu hiện tượng vận chuyển trong đất. Một xem xét quan trọng trong mô hình vận chuyển là tốc độ các quá trình lan truyền khác nhau diễn ra trong đất. Khoảng thời gian cần cho một quá trình lan truyền riêng biệt liên quan với khoảng thời gian mà các quá trình phân tán và khuếch tán cơ bản khống chế quá trình này trong mô hình vận chuyển. Vì thế, có thể loại bỏ một cách an toàn trong mô hình vận chuyển các quá trình lan truyền xảy ra tại các mức thời gian lớn hơn thời gian cần cho quá trình bình lưu và khuếch tán. Không may là điều đó không đúng cho nhiều quá trình có tốc độ phản ứng lớn hơn nhiều tốc độ điển hình của dòng nước ngầm. vì thế ta cần đề cập chi tiết các quá

trình này. Chúng ta sẽ xem xét vấn đề thời gian phản ứng sau khi trình bày các nét chính về các cơ cấu riêng.

Để thuận lợi ta chia cơ cấu lan truyền khối thành hai nhóm: 1) Các quá trình vô sinh và 2) Các quá trình sinh học. Các quá trình vô sinh ám chỉ các quá trình không sinh học trong tự nhiên. Quá trình sinh học liên quan sự tiêu hao khối lượng hoá chất do vi khuẩn, thường được coi là sự phân huỷ sinh học. Sự phát triển/suy giảm quần thể (chủng loại) các vi khuẩn trong khi có mặt các hoá chất khác nhau là điều quan trọng đầu tiên trong các quá trình này. Trong thực tế, cả hai quá trình vô sinh và hữu sinh diễn ra đồng thời. Các vi khuẩn liên quan với các quá trình hữu sinh hoạt động như là các chất xúc tác cho một số phản ứng trong quá trình vô sinh.

4.3. CÁC QUÁ TRÌNH VÔ SINH

Các cơ cấu chủ yếu trong nhóm này gồm có: 1) Các phản ứng axit - bazơ; 2) Thuỷ hoá; 3) Các phản ứng oxi hoá - khử; 4) Phức hợp; 5) Kết tủa và hoà tan; 6) Hoà tan ngoài và bốc hơi; 7) Sự phân huỷ phóng xạ; 8) Sự hút thấm bề mặt.

Các phản ứng axit - bazơ

Các phản ứng axit - bazơ là các quá trình cơ bản nhất liên quan với sự trao đổi ion hydro (H^+). Các phản ứng này diễn ra hầu như đồng thời giữa các vật chất có xu hướng làm mất các ion H^+ (axit) và đạt được cũng hệt như thế (bazơ). Chúng biến đổi pH của hệ và do vậy tác động các cơ cấu khác như hút thấm bề mặt. Chính ảnh hưởng gián tiếp của các phản ứng axit - bazơ này (thông qua các biến đổi pH) là quan trọng trong khi mô hình sự vận chuyển. Do các biến đổi pH, các hoá chất tham gia các phản ứng này có thể ảnh hưởng sự vận chuyển các chất ô nhiễm mặc dù bản thân các hoá chất có thể không là các chất ô nhiễm được quan tâm. Sau đây là hai ví dụ của các phản ứng này:



$$HCO_3^- + H_2O = H_3O^+ + CO_3^{2-} \quad (4\text{-}13)$$

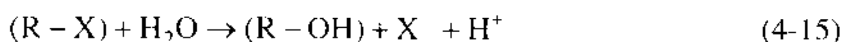


$$NH_3 + H_2O = NH_4^+ + OH^- \quad (4\text{-}14)$$

Trong phản ứng thứ nhất, nước sử dụng như là bazơ để tiếp nhận một proton, còn trong phản ứng thứ hai như là axit để cho một proton. Phụ thuộc mức độ chuyển proton, các phản ứng axit - bazơ có thể là yếu hay mạnh. Morel (1983) và Domenico và Schwartz (1990) đã phát hiện một số phản ứng axit-bazơ phổ biến cho các hệ nước dưới đất.

Thuỷ phân

Thuỷ phân là quá trình lan truyền khối do sự thay thế giữa hợp chất hữu cơ và nước và có thể biểu diễn ở dạng sau đây;



$$(R - X) + H_2O \rightarrow (R - OH) + X^- + H^+ \quad (4\text{-}15)$$

Ở đây R là phần chủ yếu của phân tử hữu cơ và X biểu thị halogen,cacbon, photpho hay nitơ tham gia. Việc đưa hydroxin vào trong phân tử hữu cơ có thể tạo sản phẩm, phản ứng có khả năng hòa tan nhiều hơn và nhạy cảm với sự phân rã sinh học. Vì thế thuỷ phân có thể là một cơ cấu lan truyền quan trọng trong các nỗ lực chữa trị, bởi vì nó có thể biến đổi một hợp chất hữu cơ ban đầu có sức chống lại sự phân huỷ sinh hoá thành hợp chất có khả năng phân huỷ. Tuy nhiên, không phải tất cả các hợp chất hữu cơ tham gia các quá trình thuỷ phân. Các hợp chất hữu cơ nhạy cảm với thuỷ phân gồm có alkyl halide, amit, cacbamat, este axit cacboxilic, epoxi và lacton, este axit photphoric và este axit sunfonic (Neely, 1985).

Các phản ứng oxi hoá - khử

Các phản ứng oxi hoá - khử liên quan sự trao đổi các điện tử, tương tự sự trao đổi các proton trong trường hợp các phản ứng axit - bazơ. Oxy hoá và khử ám chỉ quá trình loại bỏ và chấp nhận các điện tử tương ứng. Ví dụ của các quá trình này là:

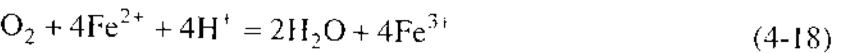


$$Fe^{2+} = Fe^{3+} + e^- \quad (4\text{-}16)$$



$$Fe^{3+} + e^- = Fe^{2+} \quad (4\text{-}17)$$

Phương trình (4-16) thể hiện quá trình oxi hoá Fe^{2+} - cho một điện tử, còn phương trình (4-17) thể hiện quá trình khử của Fe^{3+} - nhận một điện tử. Các phản ứng này cuối cùng làm biến đổi số nguyên tố oxi hoá. Ví dụ số oxi hoá của sắt thay đổi từ 2 đến 3 trong phản ứng thấy ở (4-16). Tuy nhiên, điều quan trọng cần nhớ là không có các điện tử tự do sinh ra do các phản ứng này là vì các điện tử được cho từ một hợp chất sẽ được hợp chất khác nhận. Dưới đây trình bày một phản ứng khử hoàn toàn:



$$O_2 + 4Fe^{2+} + 4H^+ = 2H_2O + 4Fe^{3+} \quad (4\text{-}18)$$

Khi mà sắt và oxi tham gia như là chất cho điện tử (khử) và chất nhận điện tử (oxi hoá) tương ứng. Số oxi hoá của các biến đổi oxi từ 0 đến -2 và của sắt biến đổi từ 2 đến 3. Nói chung, nguyên tố bất kì có các hoá trị khác nhau có thể tham gia trong các phản ứng khử. Một số nguyên tố vết có các số oxi hoá biến đổi. Các nguyên tố phổ biến tìm thấy trong các trạng thái oxi hoá biến đổi, và các ví dụ của các ion tạo ra từ các nguyên tố này được thấy trong bảng 4.2.

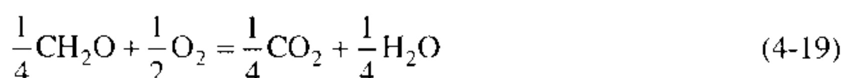
Bảng 4.2. Các ví dụ về các nguyên tố có nhiều hơn một trạng thái oxi hoá và các ion tạo ra từ các nguyên tố này (theo Morel, 1983)

Nguyên tố và trạng thái oxi hoá (trong ngoặc đơn)	Ion hay chất rắn hình thành từ nguyên tố
Fe (+ III)	Fe^{3+}, $Fe(OH)_3$
Fe (+ II)	Fe^{2+}
Cr (+ IV)	CrO_4^{2-}, $Cr_2O_7^{2-}$

Bảng 4.2 (tiếp theo)

Nguyên tố và trạng thái oxi hoá (trong ngoặc đơn)	Ion hay chất rắn hình thành từ nguyên tố
Cr (+ III) C (+ IV)	Cr^{3+}, $Cr(OH)_3$ HCO_3^-, CO_3^{2-}
C (0)	CH_2O, C
C (– IV)	CH_4
N (+ V)	NO_3^-
N (+ III)	NO_2^-
N (0)	N
N (– III)	NH_4^+, NH_3
S (+ VI)	SO_4^{2-}
S (+ V)	$S_2O_6^{2-}$
S (+ II) S (– II)	$S_2O_3^{2-}$ H_2S, HS^-

Một đặc trưng quan trọng để phân biệt các phản ứng khử với các phản ứng khác là chúng có thể quan hệ gián tiếp với các vi khuẩn. Chúng hoạt động như là các chất xúc tác cho các phản ứng này. Năng lượng phóng thích khi cho điện tử trong các phản ứng khử là nguồn để các tế bào vi khuẩn duy trì và phát triển. Dưới đây là ví dụ một phản ứng khử gián tiếp sinh học có liên quan quá trình oxi hoá hợp chất hữu cơ CH_2O và khử oxi:



$$\frac{1}{4}CH_2O + \frac{1}{2}O_2 = \frac{1}{4}CO_2 + \frac{1}{4}H_2O \qquad (4\text{-}19)$$

Sự chuyển các điện tử từ CH_2O tới O_2 cho năng lượng cần thiết để tế bào sinh trưởng. Các phản ứng tương tự (4-19) diễn ra với oxi được thay bởi NO_3, SO_4^2, CO_2... Khi các thay thế này diễn ra, các phản ứng chuyển đổi sinh học tạo ra sự khử nitơ (liên quan NO_3) khử sunfat (liên quan SO_4^{2-}) và hình thành metan (liên quan CO_2).

Phức hợp

Phức hợp là phản ứng giữa các cation đơn giản (thường là kim loại) và các anion, có thể là vô cơ như Cl^-, F^-, Br^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-} và CO_3^{2-} hay hữu cơ như axit amino. Các ví dụ của các phản ứng phức hợp là:



$$Mn^{2+} + Cl^- = MnCl^+ \qquad (4\text{-}20)$$



$$Cu^{2+} + H_2O = CaOH^+ + H^+ \qquad (4\text{-}21)$$

Các phản ứng phức hợp có thể diễn ra theo chuỗi với sự phức hợp của một phản ứng tham gia trong phản ứng khác. Phản ứng liên quan với Cr^{3+} (Domenico và Schwartz, 1990) là một ví dụ:



$$Cr^{3+} + OH^- = Cr(OH)^{2+} \quad (4\text{-}22)$$

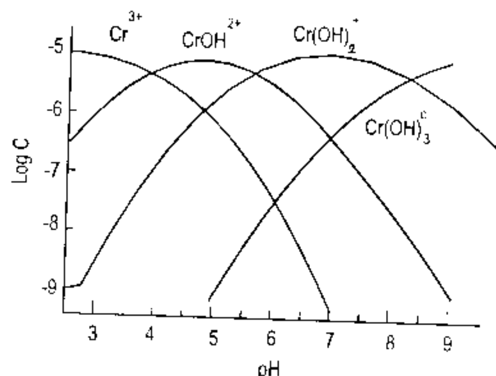


$$Cr(OH)^{2+} + OH^- = Cr(OH)_2^+ \quad (4\text{-}23)$$



$$Cr(OH)_2^+ + OH^- = Cr(OH)_3^0 \quad (4\text{-}24)$$

Sự hình thành Cr có thể bị khống chế bởi pH của chất lỏng lỗ rỗng và vì thế bởi các phản ứng axit - bazơ. Hình 4.3 cho thấy ưu thế của các phức hợp hydroxit crôm khác nhau như là một hàm của pH. Các phản ứng phức hợp là quan trọng khi nghiên cứu sự vận chuyển của kim loại ở dưới mặt đất. Khi đánh giá nồng độ kim loại tổng trong chất lỏng lỗ rỗng ngoài nồng độ ion kim loại tự do phải xem xét các phức hợp. Do các phản ứng phức hợp, lượng kim loại thực được vận chuyển về hạ lưu ở trong chất lỏng lỗ rỗng có thể nhiều hơn nồng độ chỉ riêng các ion kim loại thể hiện.



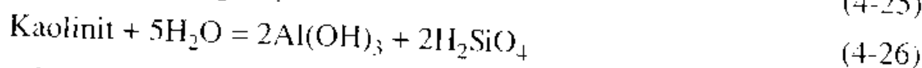
Hình 4.3: *Ảnh hưởng của pH đến sự phức hợp hydroxit crom (theo Domenico và Schwartz, 1990)*

Kết tủa và hoà tan

Các quá trình này xảy ra phổ biến trong tự nhiên và dẫn đến sự lan truyền khối lượng lớn ở dưới đất. Nước hoà tan mạnh một số chất hoá học ở pha hơi, pha rắn cũng như pha lỏng. Có khả năng hoà tan hoàn toàn một nguyên tố đã cho trong nước ngầm. Các chất ô nhiễm có mặt trong chất lỏng lỗ rỗng tại nguồn là do cơ cấu hoà tan này. Các khoáng vật tự nhiên hoà tan trong chất lỏng lỗ rỗng bằng quá trình tương tự như quá trình phong hoá đã được đề cập trong chương 1. Mất khá nhiều thời gian, sự hoà tan chỉ xảy ra cho một phần các nguyên tố xác định trong khoáng vật và để lại các khoáng vật thứ sinh xác định. Sự hoà tan thạch cao và kaolinit diễn ra như sau:



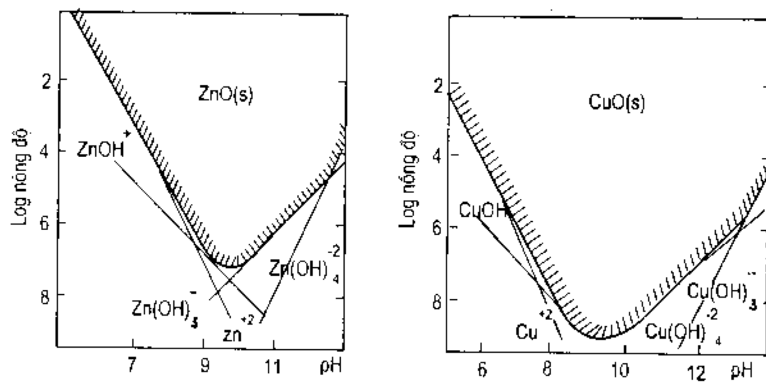
$$SiO_2 + H_2O = H_2SiO_3 \quad (4\text{-}25)$$



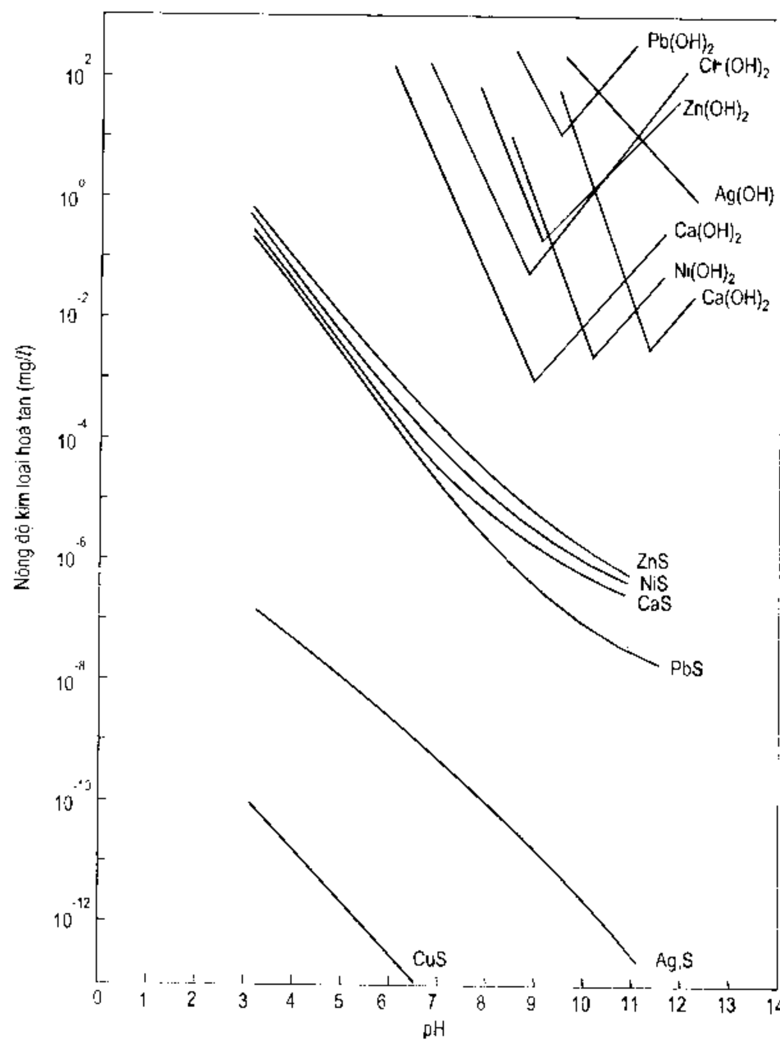
$$\text{Kaolinit} + 5H_2O = 2Al(OH)_3 + 2H_2SiO_4 \quad (4\text{-}26)$$

Các thành phần được hoà tan có thể kết tủa lại do các phản ứng với các nhóm hoà tan khác. Một số ví dụ của các hoá chất có thể bị giảm tới nồng độ thấp hơn trong chất lỏng lỗ rỗng do sự hình thành các kết tủa như chì và bạc, chúng tham gia vào các phản ứng với sunfit, cacbonat hay clorit. Các chất kết tủa cũng có thể hình thành như là các sản phẩm của phản ứng thuỷ phân (kết tủa sắt, đồng, crom và kẽm) hay các phản ứng khử

(kết tủa crom và acsenic). Có khả năng trong các trường hợp xác định quá trình kết tủa lẫn hoà tan tiếp diễn theo nhau khi dải ô nhiễm di chuyển theo gradien hạ thấp.



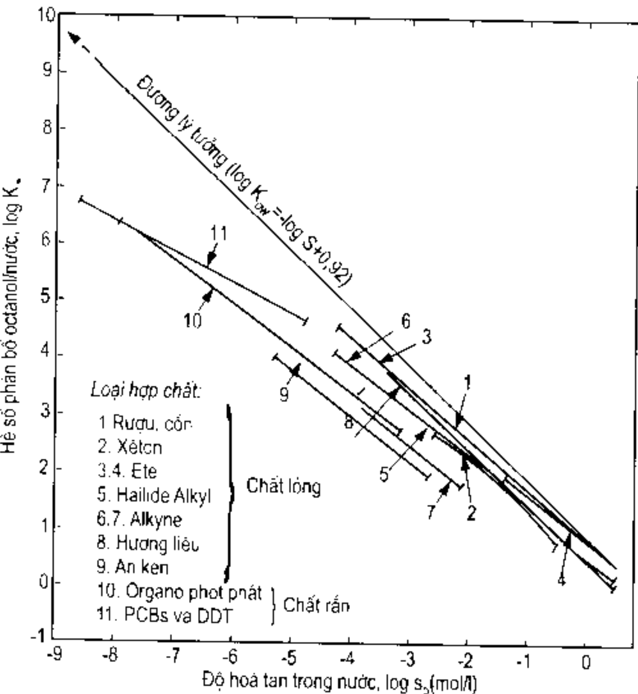
Hình 4.4: Độ hoà tan của kẽm và đồng là hàm số của pH (theo Stumm và Morgan, 1981)



Hình 4.5: Độ hoà tan của hydroxit và sunfit kim loại như là một hàm số của pH

Do pH phụ thuộc vào sự hình thành các kim loại (hình 4.3), khả năng hoà tan của oxit và hydroxit kim loại cũng phụ thuộc vào pH. Hình 4.4 cho thấy các ví dụ về khả năng hoà tan của kẽm và đồng như là một hàm của pH. Các đường trên đồ thị cho biết điều kiện cân bằng giữa dạng rắn và hoà tan của kim loại. Vì thế phần đánh bóng của đồ thị cho thấy độ hoà tan tăng thêm (tích luỹ) cho tất cả các nhóm của một kim loại đã cho. Hình chứng minh là tồn tại một pH tại đó có độ hoà tan là tối thiểu và ngoài giá trị đó độ hoà tan lần nữa lại tăng ở dạng anion. Sự phụ thuộc pH của độ hoà tan cũng liên quan với loại kim loại riêng và dạng kết tủa. Hình 4.5 cho thấy độ hoà tan của các oxit và sunfit kim loại xác định phụ thuộc vào pH.

Độ hoà tan của các chất tan hữu cơ thì biến đổi mạnh. Nói chung, các nhóm hợp chất hữu cơ tích điện hoặc chứa oxi hay nitơ thì dễ hoà tan nhất. Ví dụ như rượu, tham gia liên kết hydro với nước và vừa khít với cấu trúc của nó. Các phân tử không có cực cần năng lượng cao để lọt vào trong cấu trúc của nước và do vậy hoà tan phần nào hay hoàn toàn không ưa nước. Nói chung, các phân tử hữu cơ lớn hơn thì kém hoà tan hơn do chúng không thể chứa trong cấu trúc của nước. Độ hoà tan nói chung tỉ lệ nghịch với khối lượng của các phân tử hữu cơ (Mackay và Leinonen, 1975). Hệ số phân bố octanol/nước (K_{ow}) thường được dùng để biểu thị độ hoà tan của chất tan hữu cơ trong nước. K_{ow} là hằng số không thứ nguyên, biểu thị phần của chất tan hữu cơ giữa octanol và nước. Do vậy, khi K_{ow} cao hơn thì độ hoà tan trong nước của chất tan hữu cơ sẽ thấp hơn. Hình 4.6 cho thấy quan hệ giữa các hệ số phân bố octanol - nước và độ hoà tan nước cho một số hợp chất hữu cơ.



Hình 4.6: Quan hệ giữa độ hòa tan trong nước và hệ số phân bố octanol-nước (theo Chiou et al., 1982)

Hoà tan ngoài và bốc hơi

Các quá trình này bao hàm sự lan truyền khối giữa các pha hơi hoặc pha lỏng hay rắn. Tương tự kết tủa, các quá trình này chuyển khối lượng từ nước lỗ rỗng sang pha hơi. Chúng được khống chế bởi áp lực hơi - áp lực của hơi trong cân bằng với pha lỏng hay rắn tại một nhiệt độ đã cho. Áp lực hơi phản ánh độ hoà tan của một hợp chất dạng hơi và do vậy chỉ báo xu hướng của hợp chất bị bốc hơi. Quá trình được khống chế bởi hai định luật quen thuộc, định luật Raoult và định luật Henry. Định luật Raoult được dùng để liên hệ áp lực cục bộ cân bằng của chất hữu cơ bay hơi trong khí quyển với áp lực hơi thành phần tinh khiết. Nói cách khác:

$$P_i = x_i P_i^o \qquad (4\text{-}27)$$

Trong đó: P_i - áp lực cục bộ của hơi trong pha khí;

x_i - phần mole của dung môi hữu cơ;

P_i^o - áp lực hơi của dung môi hữu cơ tinh khiết.

Phương trình (4-27) chỉ dùng khi phần mole của dung môi lớn hơn 0,9 và do vậy có giá trị để biểu thị khả năng bốc hơi của dung môi tinh khiết. Để mô tả khả năng bốc hơi của nhiều dung môi hoà tan trong nước thì thay bằng định luật Henry. Nó liên hệ bậc nhất áp lực cục bộ cân bằng của một phân tử với phần chiết mole của phân tử trong pha nước theo biểu thức sau:

$$P_i = H_i X_i \qquad (4\text{-}28)$$

Trong đó: P_i - áp lực cục bộ của hơi trong pha khí;

X_i - phần mole của phân tử trong pha nước;

H_i - hằng số Henry đặc trưng cho phân tử.

Như thấy trong phương trình (4-28), hằng số Henry là chỉ báo hệ số nồng độ phân tử trong pha hơi với pha nước. Bảng 4.3 cho các áp lực hơi và hằng số Henry của các nhóm hợp chất được lựa chọn.

Bảng 4.3. Các hằng số định luật Henry cho các hoá chất lựa chọn (theo Montgomery Welkom (1990; Montgomery, 1991)

Hợp chất	Hằng số định luật Henry (atm m^3/mol)
Axeton	$3{,}97 \times 10^{-5}$ (25^oC)
Benzen	$5{,}48 \times 10^{-3}$ (25^oC)
Cacbon tetrachloride	$2{,}4 \times 10^{-2}$ (20^oC)
Ethylbenzene	$8{,}68 \times 10^{-3}$ (25^oC)
Fluorene	$2{,}1 \times 10^{-4}$
n-Hexane	1,184 (25^oC)

Bảng 4.3 (tiếp theo)

Hợp chất	Hằng số định luật Henry (atm m^3/mol)
Isopropy lbenzene	$1,47 \times 10^{-2}$ (25°C)
Methyl alcohol	$4,66 \times 10^{-6}$ (25°C)
Naphthalene	$4,6 \times 10^{-4}$
n-Octane	3,225 (25°C)
PCB-1232	$8,64 \times 10^{-4}$
Phenol	$3,97 \times 10^{-7}$ (25°C)
Propane	$7,06 \times 10^{-4}$ (25°C)
Styrene	$2,61 \times 10^{-3}$
Tetrachloroethylene	0,0153
Toluene	0,00674 (23°C)
Trichloro etylene	0,0091
Trifluralin	$4,84 \times 10^{-5}$ (23°C)
Vinyl chloride	2,78
o-Xylene	$5,35 \times 10^{-3}$ (25°C)

Phân huỷ phóng xạ

Phân huỷ phóng xạ là quá trình các chất đồng vị không ổn định (các nguyên tử của cùng nguyên tố khác nhau về khối lượng) phân huỷ để tạo các chất đồng vị mới. Nó liên quan đến sự phát ra các hạt từ hạt nhân nguyên tố. Quá trình phân huỷ α hay phân huỷ β phụ thuộc vào nguyên tố mất hạt α (hêli) hay hạt β (điện tử). Phân huỷ là quá trình không thuận nghịch với nguyên tố mẹ phân huỷ liên tục với thời gian khi lượng chất đồng vị con tăng lên. Quan trọng trong kĩ thuật địa môi trường là các nhóm phóng xạ phóng thích vào nước ngầm từ các hoạt động như khai mỏ, xay nghiền và lưu trữ các chất thải. Sự chuyển động của các chất đồng vị phóng xạ như uran, plutoni, xesi và selen ra khỏi các chỗ chứa chất thải phóng xạ mức độ cao và các thiết bị phòng vệ là vô cùng quan trọng.

Hút thấm bề mặt

Hút thấm bề mặt là quá trình lan truyền pha, mô tả sự lan truyền các chất ô nhiễm từ trạng thái lỏng sang trạng thái rắn và là quá trình chủ đạo tác động hầu hết các nhóm hoà tan trong nước. Hút thấm bề mặt là thuật ngữ được dùng để chỉ tất cả quá trình quyết định sự lan truyền khối bao gồm: thu hút, hấp thụ và trao đổi ion. Thu hút là quá trình hoá chất được hợp nhất vào trong pha rắn, trong khi hấp thụ là quá trình hút các hoá chất

vào bề mặt. Trao đổi ion diễn ra do sự thay thế các cation trong pha rắn như đã đề cập trong chương 1, và do vậy có thể được xem như một trường hợp đặc biệt của thu hút. Nhiều phản ứng hút thấm bề mặt là thuận nghịch toàn bộ hay một phần và không hút thấm bề mặt được dùng để chỉ quá trình ngược này.

Các phản ứng hút thấm bề mặt nói chung được phân chia ra phản ứng khởi động chất hấp phụ và phản ứng khởi động dung môi (Weber, 1972). Khởi động chất hấp phụ xảy ra khi pha rắn là pha hoạt động, hút hoá chất do có các vị trí trao đổi ion trên pha rắn. Khởi động dung môi xảy ra khi các hoá chất (thường không có cực và hữu cơ) bản chất không ưa nước và do vậy có xu hướng liên kết với pha không cực như lượng hữu cơ của môi trường lỗ rỗng. Vì thế trong trường hợp trước thì chống lại lực hút, còn trong trường hợp sau thì tác động qua lại với nhau như các vật cùng loại. Hai dạng này bao trùm toàn bộ các phản ứng hút thấm bề mặt có khả năng xảy ra và cho ta biết các thông số khống chế hiện tượng hút thấm bề mặt sau đây:

Các đặc trưng chất ô nhiễm và chất lỏng lỗ rỗng:

- pH của chất lỏng lỗ rỗng
- Khả năng hoà tan trong nước của chất ô nhiễm
- Bản chất cực của chất ô nhiễm

Các đặc trưng của chất rắn và môi trường lỗ rỗng:

- Khoáng vật: điện tích bề mặt và diện tích bề mặt
- Lượng cacbon hữu cơ
- Tính đồng nhất
- Cấu tạo
- Độ rỗng và tính thấm của môi trường rỗng

Dùng đường đẳng nhiệt hấp thụ bề mặt có thể đánh giá phạm vi hút thấm bề mặt của một thành phần đã cho. Các đường đẳng nhiệt này cho phép phân chia thành phần giữa các pha rắn và lỏng. Chúng nhận được trong phòng thí nghiệm bằng thí nghiệm sắp xếp thành nhóm, theo cách hỗn hợp nước chứa thành phần ở nồng độ riêng với chất rắn trung bình và cho hỗn hợp đến cân bằng. Lặp lại thí nghiệm ở nồng độ khác của thành phần tạo cùng nhiệt độ (vì thế có tên là đường đẳng nhiệt) ta nhận được quan hệ giữa khối lượng hút thấm của thành phần và nồng độ cân bằng. Các đường đẳng nhiệt như thế có thể giả thiết có vài hình dạng khác nhau tuyến tính, hình lòng chảo (lõm), hay lồi hay kết hợp bất kì các dạng này. Nói chung các phương trình lí thuyết được dùng thích hợp cho các đường đẳng nhiệt thực nghiệm này. Ba trong các phương trình phổ biến là:

Đẳng nhiệt tuyến tính: $S = K_d C$ (4-29)

Đẳng nhiệt Freundlich: $S = KC^n$ (4-30)

Đẳng nhiệt Langmuir: $$S = \frac{\alpha BC}{1 - \alpha C} \quad (4\text{-}31)$$

Trong đó: S - lượng khối hút thấm trên bề mặt (mg/g hay μg/g);

C - nồng độ cân bằng của dung dịch;

K_d - độ dốc của đường đẳng nhiệt tuyến tính, cũng được hiểu như là hệ số phân bố (ml/g);

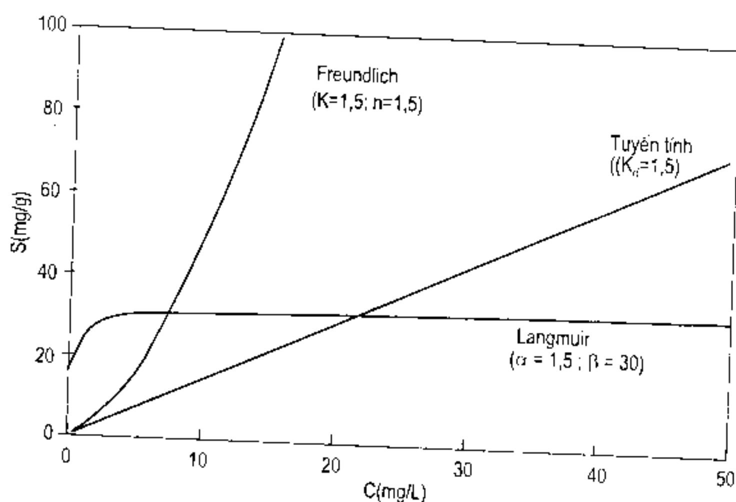
K - hệ số phân chia biểu thị phạm vi hút thấm;

n - số mũ Freundlich, thường trong phạm vi 0,7 đến 1,2;

α - hệ số được gọi là hằng số Langmuir;

β - khả năng hút thấm nhỏ nhất của bề mặt rắn (mg/kg).

Đường đẳng nhiệt tuyến tính là trường hợp đặc biệt của đường đẳng nhiệt Freundlich với số mũ n = 1. Hình 4.7 cho thấy các phản ứng hút thấm có khả năng được biểu thị bởi ba phương trình này bằng các tham số đại diện. Sự biến đổi rộng hành vi hút thấm là rõ ràng theo các quan hệ này. Trong ba đường, đường đẳng nhiệt tuyến tính cho quan hệ đơn giản nhất để đánh giá các phản ứng hút thấm bề mặt và do vậy được dùng phổ biến khi mô phỏng sự vận chuyển khối.



Hình 4.7: Các ví dụ về các đường đẳng nhiệt tuyến tính, Freundlich và Langmuir

Khi có nhiều hơn một thành phần trong chất lỏng lỗ rỗng trình tự kế tiếp chọn lựa được dùng để nhận ra chất ô nhiễm thích hợp bề mặt rắn hơn các nhóm khác. Sự ưa thích một thành phần hơn các nhóm khác bởi bề mặt rắn, được xem như vật hấp dẫn hay lựa chọn, là hiệu quả của các sự khác nhau về các đặc trưng (tích điện dương, kích thước ion...) của các cation, chúng tham dự vào các vị trí trao đổi trên bề mặt rắn. Bảng 4.4 trình bày tóm tắt khả năng lựa chọn hút thấm bề mặt của một số kim loại nặng phổ biến cho các loại đất khác nhau trong các điều kiện pH khác nhau.

Bảng 4.4. Sự lựa chọn khả năng hút thấm bề mặt của các kim loại nặng trong các đất khác nhau (theo Young et al., 1992)

Vật liệu	Thứ tự lựa chọn	Tác giả
Sét kaolinit (pH 3,5 - 6)	Pb > Ca > Cu > Mg > Zn > Cd	Farah và Pickering (1977)
Sét kaolinit (pH 5,5 - 7,5)	Cd > Zn > Ni	Puls và Bohn (1988)
Sét ilit (pH 3,5 - 6)	Pb > Cu > Zn > Ca > Cd > Mg	Farrah và Pickering (1977)
Sét montmorilonit (pH 3,5 - 6)	Ca > Pb > Cu > Mg > Cd > Zn	Farrah và Pickering (1977)
Sét montmorilonit (pH 5,5 - 7,5)	Cd = Zn > Ni	Puls và Bohn (1988)
Oxit nhôm (không kết tinh)	Cu > Pb > Zn > Cd	Kinniburgh et al (1976)
Oxit mangan	Cu > Zn	Murray (1975)
Oxit sắt (không kết tinh)	Pb > Cu > Zn > Cd	Benjamin và Leckie (1981)
Goethite	Cu > Pb > Zn > Cd	Forbes et al. (1974)
Axit fulvic (pH 5,0)	Cu > Pb > Zn	Schnitzer và Skinner (1967)
Axit humic (pH 4 - 6)	Cu > Pb > Cd > Zn	Stevenson (1977)
Đất khoáng (pH 5,0) (không hữu cơ)	Pb > Cu > Zn > Cd	Elliot et al. (1986)
Đất khoáng (chứa 20 - 40 g/kg hữu cơ)	Pb > Ca > Cd > Zn	Elliot et al. (1986)

Trong trường hợp các hợp chất hữu cơ, sự hấp thụ là kết quả của bản chất sợ nước của chúng. Sự hấp thụ các hợp chất này được xem là xảy ra ngoại trừ phần cacbon hữu cơ f_{oc} nếu đất chứa ít nhất 1% trọng lượng cơ bản cacbon hữu cơ (Karickhoff et al., 1979). Sự hấp thụ các hợp chất không ưa nước có thể được mô hình bằng một đường đẳng nhiệt tuyến tính khi giả thiết K_d tỉ lệ thuận bậc nhất với f_{oc}:

$$K_d = K_{oc} f_c \tag{4-32}$$

Trong đó: K_{oc} - hệ số phân chia giữa cacbon hữu cơ và nước của một hợp chất (Karickhoff et al., 1979). Trong một số nghiên cứu, K_{oc} tìm được liên hệ với K_{ow} - hệ số phân chia octanol/nước, do tương tự hành vi hút bám giữa cacbon hữu cơ và octanol. Một số phương trình hồi quy liên hệ hai thông số này là:

Karickhoff et al., 1979 $\qquad \lg K_{oc} = -0,21 + \lg K_{ow}$ (4-33)

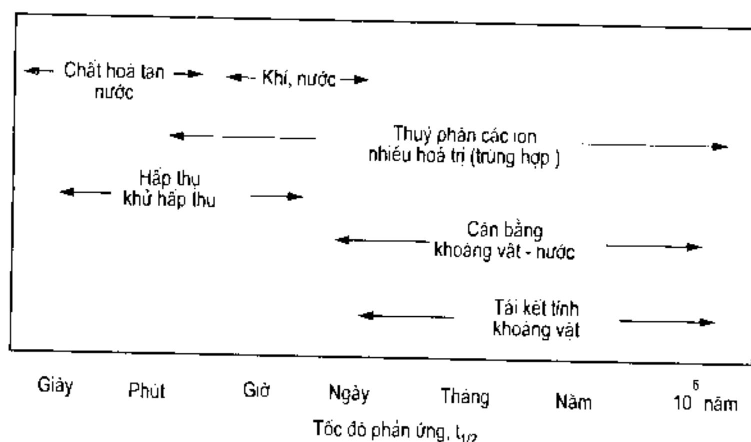
Kenaga và Goring, 1980 $\qquad \lg K_{oc} = 1,377 + 0,544 \lg K_{ow}$ (4-34)

Schawarzenbach và Westall, 1981 $\qquad \lg K_{oc} = 0,49 + 0,72 \lg K_{ow}$ (4-35)

Hassett et al., 1983 $\qquad \lg K_{oc} = 0,088 + 0,909 \lg K_{ow}$ (4-36)

4.4. CÁC MÔ HÌNH CÂN BẰNG VÀ ĐỘNG HỌC CỦA CÁC PHẢN ỨNG

Các quá trình đã được đề cập trong mục trước diễn ra với tốc độ khác nhau để đạt cân bằng hoá học. Một phương pháp đơn giản giả thiết là các phản ứng sẽ ngay lập tức được cân bằng. Điều này được biểu hiện trong trường hợp các phản ứng axit - bazơ và một số phản ứng khác được gọi là mô hình cân bằng của phản ứng. Tuy nhiên, khá nhiều phản ứng diễn ra là chuyển tiếp tương tự như quá trình phân tán và khuếch tán khi vận chuyển. Một số phản ứng như phân huỷ phóng xạ và phản ứng khử do sinh học có thể diễn ra vài tháng hay vài năm. Trong các trường hợp này cơ bản chấp nhận mô hình động học và xử lý phản ứng phụ thuộc vào thời gian. Hình 4.8 cho thấy bán thời gian (thời gian cần cho một nửa quá trình phản ứng) của một số phản ứng phổ biến diễn ra ở dưới đất. Phân huỷ phóng xạ, không thấy trong hình 4.8, có giá trị bán thời gian khá lớn.



Hình 4.8: Phạm vi bán thời gian của các phản ứng phổ biến diễn ra ở dưới đất (theo Langmuir và Mahoney, 1984)

Mô hình cân bằng của phản ứng dựa trên định luật tác động khối lượng cho phép ta trình bày sự phân bố cân bằng về khối lượng giữa các chất phản ứng và các sản phẩm. Xem xét một phản ứng thuận nghịch có các chất tham gia A và B để tạo ra chất C và D:



$$aA + bB = cC + dD \qquad (4\text{-}37)$$

Trong đó: a, b, c và d biểu thị số mole của các thành phần riêng biệt. Lúc cân bằng, định luật khối lượng phát biểu là:

$$K = \frac{[C]^c\,[D]^d}{[A]^a\,[B]^b} \qquad (4\text{-}38)$$

Trong đó K là hằng số cân bằng và [ ] biểu thị tính chất nhiệt động cân bằng với nồng độ pha nước cho các nhóm bị hoà tan hay cho áp lực cục bộ của khí. Hằng số cân bằng K là hằng số phân tách trong trường hợp các phản ứng axit - bazơ, là hằng số hoà tan trong trường hợp phản ứng hoà tan, là hằng số ổn định hay phức hợp trong trường hợp

phản ứng phức hợp, là hằng số thay thế cho trường hợp thay thế/thuỷ phân và hằng số hấp thụ cho các phản ứng bề mặt. Phương trình (4-38) cũng được dùng để nhận biết sự rời bỏ cân bằng của một phản ứng đã cho. Lấy ví dụ nếu vế bên phải của phương trình (4-38) được biết là sản phẩm hoạt động ion (IAP) mà nhỏ hơn K thì phản ứng tiến về phía trước, còn nếu lớn hơn K thì phản ứng sẽ lùi lại, giảm các sản phẩm và tăng các chất phản ứng.

Mô hình động học cho phản ứng trong phương trình (4.37) có liên quan định luật tốc độ theo dạng:

$$r_A = -k_1[A]^{x_1}\,[B]^{x_2} + k_2[C]^{y_1}\,[D]^{y_2} \qquad (4\text{-}39)$$

Trong đó:

r_A - tốc độ tích luỹ khối lượng của thành phần A;

k_1 và k_2 - các hằng số tốc độ cho các phản ứng tiến và ngược;

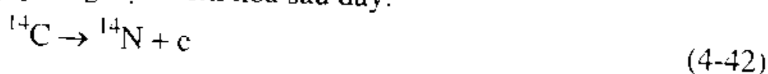
x_1, x_2, y_1 và y_2 là các hệ số kinh nghiệm hay hệ số Stoichiometric và biểu thị thứ tự phản ứng.

Số hạng thứ nhất của vế phải biểu thị tốc độ tại đó các nhóm A được tiêu thụ theo hướng tiến và số hạng thứ hai biểu thị tốc độ tại đó, nó được tạo ra theo hướng ngược. Phương trình (4-39) cho thuật ngữ về nguồn suy giảm đối với một thành phần đã cho và có thể hợp nhất trực tiếp trong phương trình vận chuyển khối khi đề cập trong mục tiếp sau. Trong một số trường hợp, các phản ứng có thể biểu thị bằng dạng đơn giản của định luật tốc độ như được cho dưới đây (Langmuir và Mahoney, 1984):

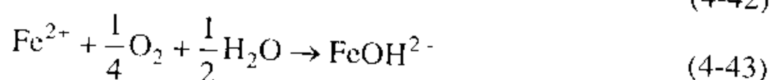
$$r_C = -k_1\,[^{14}C] \qquad (4\text{-}40)$$

$$r_{Fe} = -k_1[Fe^{2+}][O_2] \qquad (4\text{-}41)$$

Trong đó: r_C và r_{Fe} là tốc độ biến đổi khối của phân huỷ thuận nghịch của ^{14}C và của Fe^{2+} trong phản ứng phân huỷ phóng xạ và oxi hoá sau đây:



$$^{14}C \rightarrow {}^{14}N + e \qquad (4\text{-}42)$$



$$Fe^{2+} + \frac{1}{4}O_2 + \frac{1}{2}H_2O \rightarrow FeOH^{2+} \qquad (4\text{-}43)$$

Thông thường một số các phản ứng có thể diễn ra đồng thời, làm cho khó biểu hiện động học một thành phần đã cho bằng một phương trình đơn giản. Ngoài ra khi các phản ứng ở bậc cao hơn lời giải của các phương trình vận chuyển khối có xu hướng phức tạp hơn. Vì các lí do này thường tìm cách đơn giản hoá khi biểu thị các phản ứng địa hoá trong hiện tượng vận chuyển khối.

Hội đồng nghiên cứu quốc gia (1990) nhắc nhở là, nói chung mô hình cân bằng thiết lập chỉ phù hợp các phản ứng oxi hoá/khử và axit/bazơ. Phương trình động học thích hợp cho các phản ứng phóng xạ hoà tan, phức hợp và thay thế/thuỷ phân; tuy nhiên các hằng số tốc độ cần cho các mô hình này đối với một số nhóm thích ứng ở dưới mặt đất thì

khó xác định. Do vậy, người ta có thể hi vọng các nỗ lực nghiên cứu tăng lên trong tương lai về một số trong các cơ cấu lan truyền khối này.

4.5. CÁC QUÁ TRÌNH SINH HỌC

Đất là nơi sống cho rất nhiều loại vi khuẩn. Điển hình, số vi khuẩn vào khoảng 1×10^6 tế bào cho mỗi gam trọng lượng khô trong các hệ tự nhiên. Các vi khuẩn này hoạt động như là các chất xúc tác cho các chuyển đổi vô sinh đã trình bày ở trên, đặc biệt là các phản ứng khử. Các phản ứng khử liên quan sự phóng thích năng lượng khi các điện tử được cho trong quá trình oxi hoá hợp chất hoá học. Khá giống sự hô hấp của con người, phần lớn chất hữu cơ sử dụng oxi trong khi hô hấp, khi oxi hoá vật chất hữu cơ. Sự oxi hoá vật chất hữu cơ để tạo dioxit cacbon là một ví dụ của sự hô hấp sinh học. Tuy nhiên, oxi có thể độc hại cho một số hữu cơ, trong trường hợp sinh trưởng hữu cơ diễn ra trong các điều kiện vô sinh. Với các hữu cơ này, oxi được thay thế bởi hợp chất hữu cơ khác. Một ví dụ điển hình về quá trình sinh học liên quan với các hữu cơ này là quá trình khử nitơ, trong đó nitrat được biến đổi thành khí nitơ.

Trong khi xử lí sự lan truyền khối các chất ô nhiễm ở dưới đất, quan tâm của chúng ta là lượng tiêu thụ hoá chất của các vi khuẩn. Liên quan với các phản ứng sinh học, chúng ta cần nắm bắt về khả năng tồn tại và sinh trưởng/suy giảm về số lượng vi khuẩn. Số lượng vi khuẩn được kích thích trao đổi chất như thế nào sẽ phụ thuộc vào sự có mặt của nguồn năng lượng, các chất dinh dưỡng (chủ yếu là nitơ và photpho) và các điều kiện môi trường thích hợp (nhiệt độ, pH, ...). Sự sinh trưởng được kích thích của hữu cơ và sự chấp nhận chất ô nhiễm có liên quan các chất hữu cơ này tăng lên là điều mong muốn ở nơi tiến hành xử lí ở hiện trường. Đó là kĩ thuật xử lí bằng phương pháp sinh học chất ô nhiễm.

Các giai đoạn sinh trưởng khác nhau của vi khuẩn điển hình diễn ra trong môi trường được giới hạn bởi sự cấp các chất dinh dưỡng và khả năng chấp nhận điện tử như thấy ở hình 4.9. Nói chung có 6 giai đoạn phát triển. Ở giai đoạn thứ nhất - giai đoạn trễ, vi khuẩn chấp nhận các điều kiện môi trường sớm và các địa tầng có khả năng cho nguồn năng lượng và cacbon. Tiếp theo là giai đoạn gia tốc khi số vi khuẩn sinh trưởng với tốc độ gia tăng. Tốc độ sinh trưởng lớn nhất được duy trì trong giai đoạn sinh trưởng theo hàm số mũ khi địa tầng bị huỷ hoại nhiều. Tiếp đó là giai đoạn suy giảm và ổn định là do khả năng giới hạn của địa tầng, chất dinh dưỡng không phù hợp hay khả năng chấp nhận điện tử bị suy yếu đi. Các tế bào chết trong các pha này, dẫn tới giai đoạn nội sinh cuối cùng, có tốc độ tế bào chết vượt tốc độ sinh trưởng.

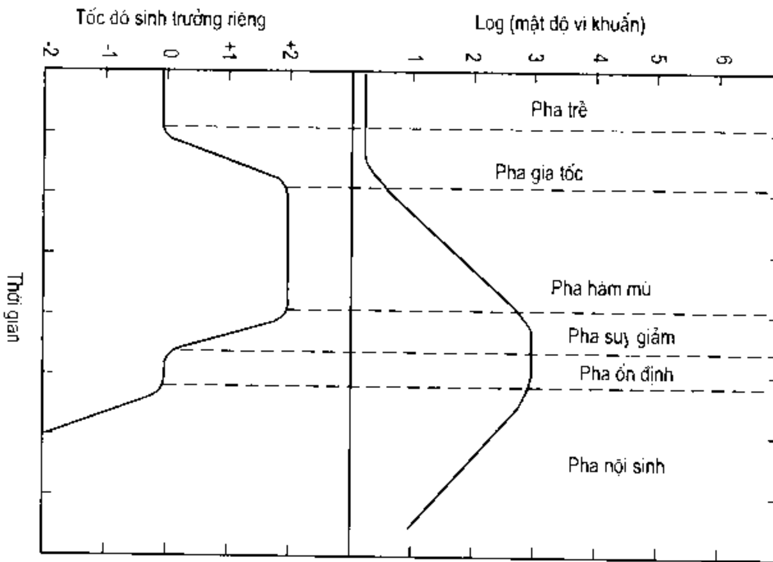
Các giai đoạn sinh trưởng khác nhau của vi khuẩn được thấy trong hình 4.9 làm cho việc đánh giá tốc độ mà một hoá chất trong dòng lỗ rỗng được vi khuẩn tiêu thụ trở nên phức tạp. Có thể dùng quan hệ hàm số mũ sau đây để mô phỏng đơn giản khả năng suy giảm hoá chất:

$$C(t) = C_0 e^{-kt} \quad (4\text{-}44)$$

Trong đó: C(t) - nồng độ tại thời điểm t;

C_0 - nồng độ ban đầu;

k - tốc độ tiêu thụ.



Hình 4.9: *Các giai đoạn sinh trưởng của vi khuẩn (theo Monod, 1949)*

Dĩ nhiên các phương pháp này có thể mô phỏng thích hợp sự tiêu thụ hoá chất trong giai đoạn sinh trưởng gia tăng của vi khuẩn, nhưng chúng không xem xét các khía cạnh hạn chế sinh trưởng. Biểu thức phổ biến nhất dùng cho vi khuẩn của địa tầng dựa trên hàm bão hoà hyperbôn do Monod đề nghị (1942):

$$J = \frac{k_{max}\,MC}{Y(C_k + C)} \quad (4\text{-}45)$$

Trong đó:

J - tốc độ biến đổi nồng độ của địa tầng;

k_{max} - tốc độ sinh trưởng lớn nhất của vi khuẩn;

M - khối lượng vi khuẩn;

C - nồng độ giới hạn sinh trưởng của địa tầng;

Y - hệ số năng suất biểu thị các chất hữu cơ hình thành cho mỗi địa tầng sử dụng;

C_k - nồng độ địa tầng, ở đó có tốc độ sinh trưởng bằng $k_{max}/2$.

Như thấy trong phương trình (4-45), các giá trị nhỏ hơn của C_k và lớn hơn của k_{max} có liên quan với tốc độ tiêu thụ lớn nhất của địa tầng. Điều quan trọng cần ghi nhớ là khối lượng vi khuẩn M không phải là hằng số, vì thế phương trình (4-45) sẽ phải cặp

đối với phương trình khác mô tả tốc độ biến đổi của M. Điều này được thực hiện bằng cách dùng động học Monod với một số hạng phân huỷ có tính đến sự huỷ diệt của tế bào. Vì thế:

$$\frac{dM}{dt} = k_{max} MY \frac{C}{C_k + C} - bM \tag{4-46}$$

Trong đó: b - hệ số biểu thị tốc độ, ở đó các vi khuẩn phân huỷ.

Sự phụ thuộc nội tại giữa khối lượng vi khuẩn và nồng độ địa tầng đã đưa đến một số mô hình phân huỷ sinh học mà hầu hết chúng sử dụng các nguyên lí dựa vào động học Monod đã nêu ở trên. Mô hình màng sinh học (McCarty et al., 1984) là mô hình có xét đến các quá trình vận chuyển các hoá chất ở dưới đất có liên quan đến vi khuẩn. Khái niệm đưa ra là các vi khuẩn sinh ra từ địa tầng cần thiết từ chất lỏng lỗ rỗng sẽ bám vào bề mặt mạng chất rắn ở dạng màng sinh học (hình 4.10). Ở giữa chất lỏng lỗ rỗng và màng sinh học tồn tại lớp khuếch tán. Ở trong bản thân màng sinh học, sự vận chuyển do khuếch tán phân tử diễn ra khi sử dụng các vi khuẩn. Tốc độ xảy ra sự khuếch tán này được xác định theo định luật Fick thứ hai:

$$J_f = D_f \frac{d^2C_f}{dx^2} \tag{4-47}$$

Trong đó: D_f - hệ số khuếch tán phân tử của địa tầng trong màng sinh học;

x - kích thước vuông góc với bề mặt màng.

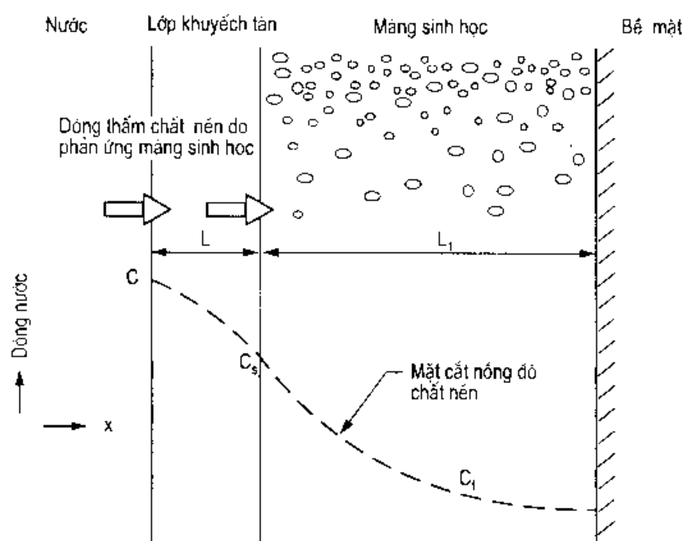
Có sự khác nhau giữa định luật Fick thứ nhất và thứ hai. Định luật thứ hai là sự kết hợp phương trình liên tục và định luật thứ nhất [phương trình (4-2)]. Trong các điều kiện sử dụng địa tầng ở trạng thái ổn định thì tốc độ xác định bởi phương trình (4-45) và (4-47) là bằng nhau, nên:

$$\frac{d^2C_f}{dx^2} = \frac{k_{max} M}{D_f} \cdot \frac{C_f}{Y(C_k + C_f)} \tag{4-48}$$

Để địa tầng đạt màng sinh học, nó phải được vận chuyển qua nước trong lớp khuếch tán và điều này diễn ra theo định luật Fick thứ nhất:

$$r = D\frac{dc}{dx} = D\frac{C - C_f}{L} \tag{4-49}$$

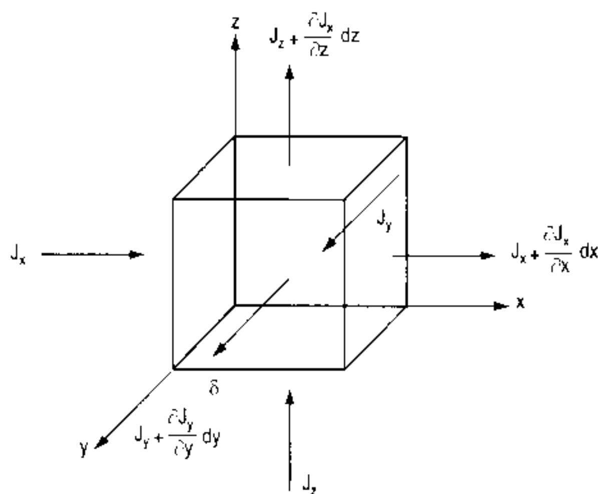
Giải đồng thời các phương trình (4-48) và (4-49) sẽ cho các nồng độ ở trạng thái ổn định của địa tầng qua các lớp khuếch tán và màng sinh học. Trong phương trình (4-49), r có thể được dùng biểu thị địa tầng được tiêu thụ bởi các vi khuẩn. Vấn đề đánh giá khối lượng vi khuẩn vẫn còn tồn tại và một phương trình kết hợp cho sinh trưởng vi khuẩn cần được giải nhằm đánh giá phạm vi màng sinh học qua đó có thể dùng r trong phương trình (4-49).



Hình 4.10: Khái niệm về dòng ngấm vào trong màng sinh học (theo McCarty et al., 1984)

4.6. PHƯƠNG TRÌNH CHỦ ĐẠO CHO VẬN CHUYỂN KHỐI

Quá trình vận chuyển và lan truyền khối được thảo luận trong các mục trước nay có thể kết hợp để nhận được phương trình tổng quát mô tả sự vận chuyển các chất ô nhiễm. Để vấn đề đơn giản, ta giả thiết là môi trường lỗ rỗng là đồng nhất, đẳng hướng và bão hoà. Tương tự xử lí của chúng ta cho quá trình dòng thấm (mục 3.4), ta sẽ đề cập định luật tổng hợp bảo toàn khối lượng và kết hợp với quan hệ nguyên nhân và hậu quả trong vấn đề được định luật Fick thứ nhất đề cập tới.



Hình 4.11: Thể tích nguyên tố giám sát cho dòng khối

Ta xem xét thể tích nguyên tố giám sát thấy trong hình 4.11. Phương trình bảo toàn khối lượng cho thể tích này được phát biểu trong phương trình (4-1), có thể biểu thị bằng toán học như sau:

$$-\left[\frac{\partial J_x}{\partial x} + \frac{\partial J_y}{\partial y} + \frac{\partial J_z}{\partial z}\right] \pm r = \frac{\partial (nC)}{\partial t} \qquad (4\text{-}50)$$

Trong đó:

J - dòng khối của dung dịch cho mỗi tiết diện đơn vị được vận chuyển theo hướng biểu thị bởi các chữ viết dưới x, y hay z;

r - tốc độ sản sinh/tiêu thụ khối được cho bởi mô hình động học của phản ứng;

n - độ rỗng;

C - nồng độ dung dịch biểu thị bằng khối lượng dung môi cho mỗi thể tích đơn vị dung dịch.

Hai quá trình vận chuyển khối phân tán và khuếch tán khống chế J trong phương trình (4-50). Theo hướng x, J do phân tán và khuếch tán có thể biểu thị bằng:

$$J_{\text{do phân tán}} = V_x nC \tag{4-51}$$

và

$$J_{\text{do khuếch tán}} = -nD_x \frac{\partial C}{\partial x} \tag{4-52}$$

Trong đó: V_x - vận tốc lỗ rỗng theo hướng x. Ghi nhớ là D_x trong phương trình (4-52) bao gồm hai thành phần khuếch tán phân tử và phân tán cơ học. Tổng các đóng góp từ phân tán và khuếch tán các dòng khối theo ba hướng sẽ bằng;

$$J_x = V_x nC - nD_x \frac{\partial C}{\partial x} \tag{4-53}$$

$$J_y = V_y nC - nD_y \frac{\partial C}{\partial y} \tag{4-54}$$

$$J_z = V_z nC - nD_z \frac{\partial C}{\partial z} \tag{4-55}$$

Thay thế các phương trình (4-53) và (4-54) và (4-55) vào (4-50) cho ta:

$$\begin{aligned} &-\left[\frac{\partial}{\partial x}\left(V_x nC - nD_x \frac{\partial C}{\partial x}\right)\right] - \left[\frac{\partial}{\partial y}\left(V_y nC - nD_y \frac{\partial C}{\partial y}\right)\right] - \\ &-\left[\frac{\partial}{\partial z}\left(V_z nC - nD_z \frac{\partial C}{\partial z}\right)\right] \pm r = \frac{\partial (nC)}{\partial t} \end{aligned} \tag{4-56}$$

Giả thiết các vận tốc ổn định và như nhau và các hệ số phân tán không biến đổi trong không gian, phương trình (4-56) có thể đơn giản thành:

$$\begin{aligned} &\left[D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x}\right] + \left[D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - V_y \frac{\partial C}{\partial y}\right] + \\ &+\left[D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - V_z \frac{\partial C}{\partial z}\right] \pm \frac{r}{n} = \frac{\partial C}{\partial t} \end{aligned} \tag{4-57}$$

Trong phương trình (4-57) cũng giả thiết là độ rỗng của môi trường là hằng số theo thời gian và không gian. Theo một hướng, phương trình (4-57) biến đổi thành phương trình phân tán - khuếch tán quen biết (ADE):

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} \pm \frac{r}{n} = \frac{\partial C}{\partial t} \qquad (4\text{-}58)$$

Dạng chính xác của ADE (advection - dispersion equation) phụ thuộc vào các quá trình lan truyền khối được tính cho số hạng r. Phụ thuộc vào bản chất của r, các lời giải giải tích tồn tại cho ADE đối với các điều kiện biên và ban đầu đơn giản. Mục sau sẽ trình bày một số lời giải giải tích phổ biến cho ADE.

4.7. CÁC LỜI GIẢI CHO CÁC TRƯỜNG HỢP VẬN CHUYỂN KHỐI ĐẶC BIỆT

Chúng ta chia các lời giải giải tích đang tồn tại cho vận chuyển khối vào ba nhóm:

1. Vận chuyển khối một hướng có liên quan các thành phần không phản ứng do vậy $r = 0$.

2. Vận chuyển khối một hướng có liên quan các thành phần phản ứng do vậy phải tính đến một hay nhiều quá trình lan truyền khối cho r.

3. Vận chuyển khối hai và ba hướng có liên quan các thành phần phản ứng và không phản ứng cho các điều kiện dòng thấm đơn giản.

4.7.1. Các thành phần không phản ứng (r = 0)

Các điều kiện khuếch tán đơn giản

Các điều kiện khuếch tán đơn giản ưu thế hơn khi tốc độ nước ngầm V_x quá thấp để có thể bỏ qua quá trình vận chuyển do phân tán. Các vật cản chất ô nhiễm như các lớp đệm sét và tổng hợp thuộc loại này vì có tính thấm kém và khuếch tán ưu thế hơn phân tán. Phương trình (4-58) cho ADE có thể biến đổi sang định luật Fick thứ hai:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \qquad (4\text{-}59)$$

Các điều kiện ban đầu và điều kiện biên cho sau đây:

$$C(x, 0) = C_t \qquad x \geq 0$$

$$C(0, t) = C_o \qquad t > 0$$

$$C(\infty, t) = C_t \qquad t \geq 0$$

Lời giải cho phương trình (4-59) có thể biểu thị ở dạng:

$$C(x, t) = C_i - (C_o - C_t)\mathrm{erfc}\left(\frac{x}{\sqrt{4D_x t}}\right) \qquad (4\text{-}60)$$

Ở đây "erfc" chỉ phần bù của hàm sai số, "erf" biểu thị agumen β của nó:

$$\mathrm{erfc}(\beta) = 1 - \mathrm{erf}(\beta) = 1 - \left(\frac{2}{\sqrt{\pi}}\right)\int_0^\beta e^{-u^2} du \qquad (4\text{-}61)$$

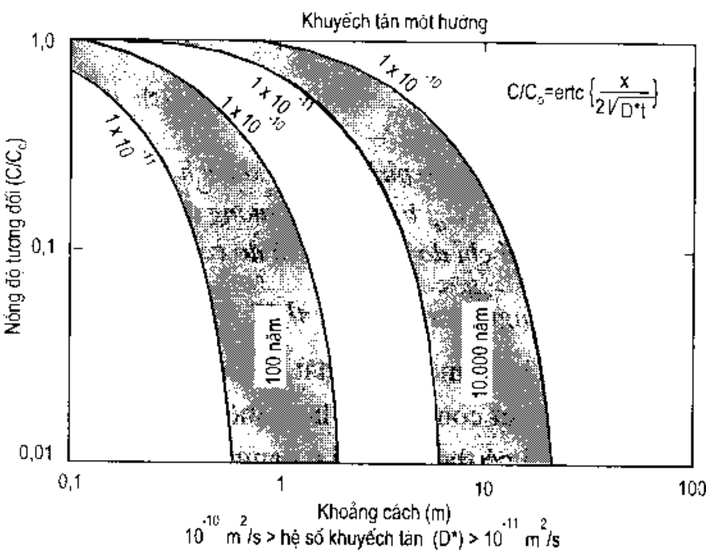
Hàm sai số và phần bù của nó được cho trong bảng 4.5 với các giá trị dương của β. Với trường hợp đặc biệt khi $C_i = 0$ tức là môi trường ban đầu là dung môi tự do thì phương trình (4-60) biến đổi thành:

$$C(x, t) = C_o \mathrm{erfc}\left(\frac{x}{\sqrt{4D_x t}}\right) \qquad (4\text{-}62)$$

Bảng 4.5. Hàm sai số (erf) và hàm sai số bù (erfc)

β	erf(β)	erfc(β)	β	erf(β)	erfc(β)
0	0	1,0	1,1	0,880205	0,119795
0,05	0,056372	0,943628	1,2	0,910314	0,089686
0,1	0,112463	0,887537	1,3	0,934008	0,065992
0,15	0,167996	0,832004	1,4	0,952285	0,047715
0,2	0,222703	0,777297	1,5	0,966105	0,033895
0,25	0,276326	0,723674	1,6	0,976348	0,023652
0,3	0,328627	0,671373	1,7	0,983790	0,016210
0,35	0,379382	0,620618	1,8	0,989091	0,010909
0,4	0,428392	0,571608	1,9	0,992790	0,007210
0,45	0,475402	0,524518	2,0	0,995322	0,004678
0,5	0,520500	0,479500	2,1	0,997021	0,002979
0,55	0,563332	0,436677	2,2	0,998137	0,001863
0,6	0,603856	0,396144	2,3	0,998857	0,001143
0,65	0,642029	0,357971	2,4	0,999311	0,000689
0,7	0,677801	0,322199	2,5	0,999593	0,000407
0,75	0,711156	0,288844	2,6	0,999764	0,000236
0,8	0,742101	0,257899	2,7	0,999866	0,000134
0,85	0,770668	0,229332	2,8	0,999925	0,000075
0,9	0,796908	0,203092	2,9	0,999959	0,000041
0,95	0,820891	0,179109	3,0	0,999978	0,000022
1,0	0,842701	0,157299			

Hình 4.12 cho thấy lời giải này cho phạm vi của D_x điển hình với các nhóm hoá chất không phản ứng trong các trầm tích chứa sét. Có thể thấy là bản thân khuếch tán có thể làm cho các chất ô nhiễm di chuyển được qua các khoảng cách điển hình của bề dày vật chắn giữ chất thải (1 - 2m) trong thời gian làm việc tiêu biểu của các công trình chứa chất thải.



Hình 4.12: *Vận chuyển khối do khuếch tán phân tử*

Phân tán và khuếch tán cho các nguồn liên tục

Với một cột dung môi ban đầu tự do và chịu một nguồn liên tục C_o ở lối vào, có thể biểu thị các điều kiện biên và điều kiện ban đầu như sau:

$$C(x, 0) = 0 \qquad x \geq 0$$

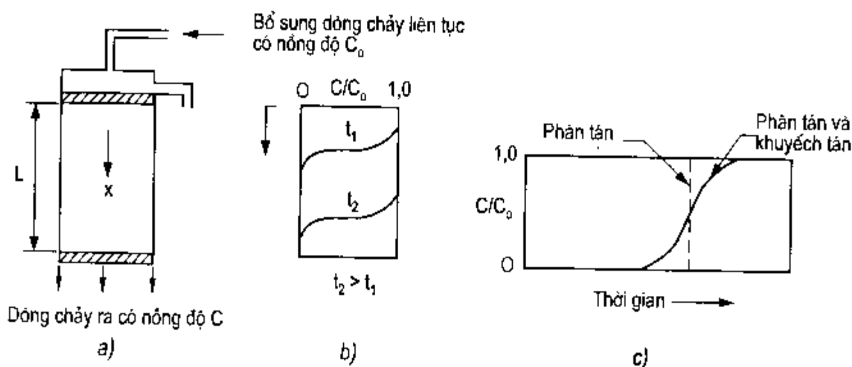
$$C(0, t) = C_o \qquad t > 0$$

$$C(\infty, t) = 0 \qquad t \geq 0$$

Lời giải cho ADE trong các điều kiện này theo Ogata (1961, 1970) là:

$$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{2}\left[\operatorname{erfc}\left(\frac{x - V_x t}{2\sqrt{D_x t}}\right) + \exp\frac{V_x x}{D_x}\operatorname{erfc}\left(\frac{x + V_x t}{2\sqrt{D_x t}}\right)\right] \qquad (4\text{-}63)$$

Lời giải phương trình (4-63) được thấy trên sơ đồ trong hình 4.13. Đồ thị C/C_o đối với thời gian là đường cong đột phá. Một so sánh với lời giải trong điều kiện dòng thấm ($D_n = 0$) mô tả ý nghĩa của phân tán. Tác động của phân tán đến vận chuyển khối là làm cho dung môi xuất hiện trước front khuếch tán ở một mặt cắt đã cho và làm chậm chốc lát khi đạt toàn bộ nồng độ nguồn tại mặt cắt này.

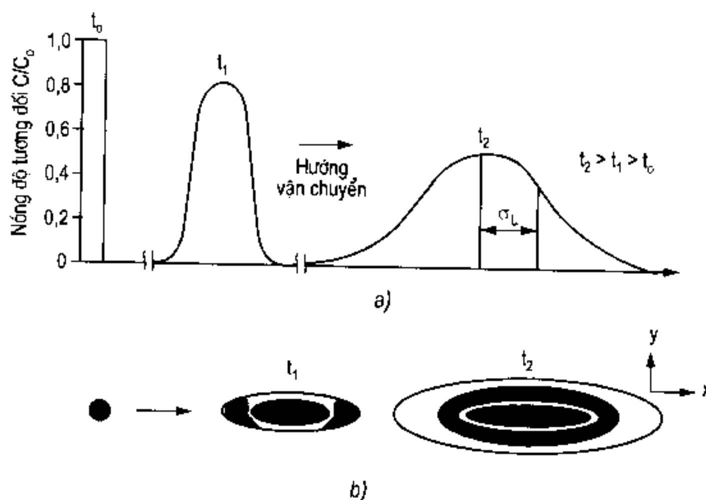


Hình 4.13: *Vận chuyển một hướng do phân tán và khuếch tán cho các nguồn liên tục*
a) Cột thấm liên tục ở nồng độ C_0; b) Nồng độ tương đối như là một hàm của x;
c) Các đường cong đột phá chỉ do phân tán và do cả phân tán và khuếch tán.

Phân tán và khuếch tán cho nguồn xảy ra tức thời

Trường hợp này biểu thị sự bơm một hợp chất phóng xạ đánh dấu tại x = 0 với nồng độ cơ bản bằng không trong phần còn lại của lãnh thổ. Nếu M là khối lượng được bơm cho mỗi tiết diện đơn vị, lời giải có thể biểu thị ở dạng:

$$C(x,t) = \frac{M}{\sqrt{4\pi D_x t}} \exp\left\{-\frac{(x - V_x t)^2}{4D_x t}\right\} \qquad (4\text{-}64)$$



Hình 4.14: *Vận chuyển khối của nguồn tức thời*
do phân tán và khuếch tán (theo Bedient et al., 1994)

Lời giải này được thấy trên sơ đồ ở hình 4.14. Không giống trường hợp trước, nồng độ tại một khu vực x đã cho sẽ tăng dần dần và sau đó giảm do nguồn bị giới hạn. Vì chất phóng xạ đánh dấu không hoạt động, diện tích giới hạn bởi hai đường cong trong hình 4.14a phải bằng nhau. Chúng ta cũng phải nhớ là phương trình (4-58) biểu thị sự

phân bố chuẩn với trị trung bình bằng $V_x t$ và độ lệch chuẩn bằng $\sqrt{2D_x t}$. Điều này thể hiện khuếch tán cơ bản là quá trình Gaussian.

4.5.2. Các thành phần dễ bị hóa chất tác dụng

Phân tán và khuếch tán với sự hấp thụ bề mặt

Một trong các cơ cấu vận chuyển khối cơ bản diễn ra trong khi vận chuyển khối là hấp thụ bề mặt. Cách đơn giản nhất để hợp nhất hiện tượng hấp phụ bề mặt là dùng đường đẳng nhiệt tuyến tính đã đề cập trong mục 4.3.1:

$$S = K_d C \tag{4-29}$$

Trong đó: S - lượng khối lượng hấp phụ trên bề mặt rắn;

K_d - hệ số phân bố.

Biểu thức tốc độ r bằng tích của đạo hàm S theo thời gian và dung trọng khối lượng khô ρ_b. Vì thế:

$$r = \rho_b \frac{\partial S}{\partial t} = K_d \rho_b \frac{\partial C}{\partial t} \tag{4-65}$$

Thay thế phương trình (4-65) vào ADE [phương trình (4-58)]

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{n} K_d \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial t} \tag{4-66}$$

Sắp xếp lại các số hạng trong phương trình (4-66) cho ta:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t}\left(1 + \frac{\rho_b K_d}{n}\right) \tag{4-67}$$

hay trong dạng quen thuộc của nó:

$$\frac{D_x}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{V_x}{R} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \tag{4-68}$$

Ở đây $R = (1 + \rho_b K_d/n)$ là hệ số trễ vì nó tác động đến sự trễ của vận chuyển các nhóm hấp phụ có liên quan front phân tán.

Các điều kiện ban đầu và điều kiện biên cho sau đây;

$C(x, t) = 0$ cho $t = 0$ và $x > 0$

$C(x, t) = C_o$ cho $x = 0$

$C(x, t) = 0$ cho $x = \infty$

Lời giải phương trình (4-68) của Ogata và Banks (1961, 1970) là:

$$C(x,t) = \frac{C_o}{2}\left[\operatorname{erfc}\left(\frac{Rx - V_x t}{2\sqrt{RD_x t}}\right) + \exp\left(\frac{V_x . x}{D_x}\right)\operatorname{erfc}\left(\frac{Rx + V_x t}{2\sqrt{RD_x t}}\right)\right] \tag{4-69}$$

Ghi nhớ là phương trình (4-69) biến đổi thành phương trình (4-63) khi R = 1, tức là các nhóm không tham gia phản ứng và $K_d = 0$.

Phân tán và khuếch tán với sự hút thấm bề mặt và sản sinh hay phân hủy bậc không

Khi quá trình phản ứng phụ thuộc các nhóm nồng độ, có thể dùng thuật ngữ trũng/nguồn không đổi cho r. Mặc dù hiếm xảy ra, nó cho sự đánh giá gần đúng đơn giản một số bài toán vận chuyển khốivới số hạng sản sinh cấp không, ADE trở thành.

$$\frac{D_x \partial^2 C}{R \partial x^2} - \frac{V_x}{R}\frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\gamma}{R} = \frac{\partial C}{\partial t} \qquad (4\text{-}70)$$

Có khả năng cho lời giải giải tích phương trình (4-70) đối với các điều kiện ban đầu và điều kiện biên (Van Genuchten và Alves, 1982). Một lời giải cho một nhóm các điều kiện ban đầu và điều kiện biên riêng biệt được cho sau đây như là một ví dụ:

Cho: $C(x, 0) = Ci$

$$C(0, t)\begin{cases} C_o & 0 < t \le t_o \\ 0 & t > t_o \end{cases}$$

và $\frac{\partial C}{\partial x}(\infty, t)$ = hữu hạn

$$C(x, t) = \begin{cases} C_i + (C_o - C_i)A(x, t) + B(x, t) & 0 < t \le t_o \\ C_i + (0 - C_i)A(x, t) + B(x, t) - C_o A(x, t - t_o) & t > t_o \end{cases} \qquad (4\text{-}71)$$

Ở đây:

$$A(x, t) = \frac{1}{2}\mathrm{erfc}\left(\frac{R_x - V_x t}{2\sqrt{D_x R t}}\right) + \frac{1}{2}\exp\left(\frac{V_x x}{D_x}\right)\mathrm{erfc}\left(\frac{R_x + V_x t}{2\sqrt{D_x R t}}\right)$$

và

$$B(x, t) = \frac{\gamma}{R}\left[t + \frac{(Rx - V_x t)}{2V_x}\mathrm{erfc}\left(\frac{Rx - V_x t}{2\sqrt{D_x R t}}\right) - \right.$$

$$\left. - \frac{(Rx - V_x t)}{2V_x}\exp\left(\frac{V_x x}{D_x}\right)\mathrm{erfc}\left(\frac{Rx + V_x t}{2\sqrt{D_x R t}}\right)\right]$$

Phân tán và khuếch tán với sự hút thấm bề mặt sản sinh bậc không và phân hủy bậc một

Nhiều quá trình lan truyền khối bao gồm phân hủy phóng xạ, phân hủy sinh hóa và thủy phân có thể trình bày thích hợp bằng động học bậc một. Trong các trường hợp này:

$$r = \frac{d(nC)}{dt} = -\lambda nC \qquad (4\text{-}72)$$

Trong đó: λ - tốc độ phân hủy bậc một $[T^1]$.

Bây giờ ADE của phương trình (4-70) sẽ trở thành:

$$\frac{D_x}{R}\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{V_x}{R}\frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\lambda C}{R} + \frac{\gamma}{R} = \frac{\partial C}{\partial t} \tag{4-73}$$

Các lời giải giải tích cho phương trình (4-73) được Van Genuchten và Alves (1982) thống kê cho một số nhóm các điều kiện ban đầu và điều kiện biên. Cho nhóm các điều kiện ban đầu và điều kiện biên sau đây:

$$C(x, 0) = C_i$$

$$C(0, t) = \begin{cases} C_o & 0 < t \le t_o \\ 0 & t > t_o \end{cases}$$

$$\frac{\partial C}{\partial x}(\infty, t) = 0$$

Lời giải phương trình (4-73) là:

$$C(x,t) = \begin{cases} \dfrac{\gamma}{\lambda} + \left(C_i - \dfrac{\gamma}{\lambda}\right)A(x,t) + \left(C_o - \dfrac{\gamma}{\lambda}\right)B(x,t) & 0 < t \le t_o \\ \dfrac{\gamma}{\lambda} + \left(C_i - \dfrac{\gamma}{\lambda}\right)A(x,t) + \left(C_o - \dfrac{\gamma}{\lambda}\right)B(x,t) - C_o B(x, t - t_o) & t > t_o \end{cases}$$

Ở đây:

$$A(x,t) = \exp\left(-\frac{\lambda t}{R}\right)\left\{1 - \frac{1}{2}\text{erfc}\left(\frac{R_x - V_x t}{2\sqrt{D_x R t}}\right) - \frac{1}{2}\exp\left(\frac{V_x x}{D_x}\right)\text{erfc}\left(\frac{Rx + V_x t}{2\sqrt{D_x R t}}\right)\right\}$$

$$B(x,t) = \frac{1}{2}\exp\left[\frac{(V_x - U)x}{2D_x}\right]\text{erfc}\left(\frac{(Rx - U_x t)}{2\sqrt{D_x R t}}\right) + $$

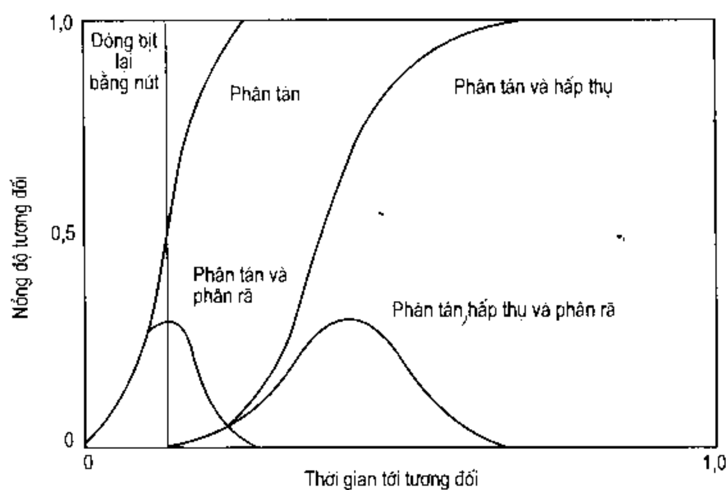
$$+ \frac{1}{2}\exp\left(\frac{(V_x + U)x}{2D_x}\right)\text{erfc}\left(\frac{Rx + Ut}{2\sqrt{D_x R t}}\right)$$

và

$$U = V_x\left[1 + \frac{4\lambda RD}{V_x^2}\right]^{1/2} \tag{4-74}$$

Cần có sự hiểu biết định tính về các ảnh hưởng của các quá trình vận chuyển khối khác nhau đến hiện tượng vận chuyển khối. Thường thường, bản chất đường cong cắt qua từ thực nghiệm trong phòng biểu thị sự ưu thế của một hay nhiều các quá trình vận chuyển và lan truyền. Hình 4.15 miêu tả các ảnh hưởng của từng quá trình đến đường cong cắt qua của một hóa chất trong cột thực nghiệm. Tóm lại, quá trình phân tán làm cho hóa chất được vận chuyển với một front đặc trưng bởi nồng độ tương đối biến đổi

dần dần từ 0 đến 1 trái ngược quá trình khuếch tán được biểu hiện bằng $C/C_o = 1$ tại front làm ẩm. Ảnh hưởng của hấp thụ đến sự trễ của toàn bộ quá trình vận chuyển. Tác động của các phản ứng phân rã và phân hủy là tiêu thụ các nhóm hóa chất cũng có thể xảy ra trễ nếu có mặt hiện tượng hút thấm bề mặt.



Hình 4.15: *Các ảnh hưởng của quá trình khác nhau đến đường cong cắt qua*

4.5.3. Vận chuyển hai và ba hướng

Để đại diện thực tế hơn hiện tượng vận chuyển khối, cần xem xét sự vận chuyển theo các hướng y và z. Thuận lợi là trong đa số trường hợp, dòng nước ngầm là một hướng và bao gồm nhiều hướng hơn chỉ thích hợp trong trường hợp có thành phần phân tán. Ví dụ, với tầng chứa nước có bề dày đồng nhất thì vận chuyển khối có thể được biểu thị trên mặt phẳng nằm ngang khi bỏ qua các thành phần vận tốc theo phương đứng. Trong các hoàn cảnh như thế, có thể viết ADE ở dạng:

$$\left(D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2}\right) - V_x \frac{\partial C}{\partial x} \pm \frac{r}{n} = \frac{\partial C}{\partial t} \qquad (4\text{-}75)$$

De Josselin De Jong (1958) cho lời giải bài toán vận chuyển khối trong trường hai hướng đối với trường hợp đặc biệt bơm hút thăm dò trên một nguồn đường hữu hạn, như là một điểm giếng, ở trong một trường dòng thấm nằm ngang. Với một nguyên tử đánh dấu thăm dò có nồng độ ban đầu C_o được bơm tại điểm (x_o, y_o) trong trường nằm ngang, lời giải đưa ra là:

$$C(x, y, t) = \frac{C_o A}{4\pi t (D_x D_y)^{1/2}} \exp\left\{ -\frac{\left[(x - x_o) - V_x t\right]^2}{4D_x t} - \frac{(y - y_o)^2}{4D_y t} \right\} \qquad (4\text{-}76)$$

Trong đó: A - diện tích qua đó nguyên tử đánh dấu được bơm vào.

Lời giải này có thể mở rộng bao hàm thành phần phân tán theo hướng z (Baetsle, 1969). Với nguồn có nồng độ ban đầu C_o và thể tích V_o nó trải ra trong các tọa độ không gian và thời gian theo biểu thức:

$$C(x, y, z, t) = \frac{C_o V_o}{8(\pi t)^{3/2}(D_x D_y D_z)^{1/2}} \exp\left[-\frac{(x - V_x t)^2}{4D_x t} - \frac{y^2}{4D_y t} - \frac{z^2}{4D_z t} - \lambda t\right] \quad (4\text{-}77)$$

Như thấy trong phương trình (4-77), phân hủy bậc một của các nhóm (biểu thị bằng hằng số phân hủy λ) được tính trong lời giải này. Một xem xét chi tiết (chặt chẽ, chính xác) cho thấy là sự tiếp diễn nguồn như là một dải Gausse với trọng tâm của nó tại $x = V_x t$, $y = 0$, $z = 0$ và độ lệch chuẩn theo ba hướng bằng:

$$\sigma_x = \sqrt{2D_x t} \quad (4\text{-}78a)$$

$$\sigma_y = \sqrt{2D_y t} \quad (4\text{-}78b)$$

$$\sigma_z = \sqrt{2D_z t} \quad (4\text{-}78c)$$

Nồng độ của các nhóm luôn cực đại tại trung tâm dải và cho bởi biểu thức:

$$C_{max} = C(V_x t, 0, 0) = \frac{C_o V_o e^{-\lambda t}}{8(\pi t)^{3/2}(D_x D_y D_z)^{1/2}} \quad (4\text{-}79)$$

Wilson và Miller (1978) đã cho nhóm các lời giải giải tích khác đối với sự vận chuyển khối theo ba hướng, có tính đến quá trình phân tán theo phương x (hướng dòng chảy), khuếch tán theo hướng x và y và bao gồm hút thấm bề mặt và phân hủy bậc một. Lời giải của họ cho các nguồn liên tục và mạch động tương ứng là:

$$C(x, y, t) = \frac{f'_m \exp(x/B)}{4\pi n\sqrt{D'_x D'_y}} W\left(u, \frac{\alpha}{B}\right) \quad (4\text{-}80)$$

$$C(x, y, t) = \frac{m'}{4\pi n t\sqrt{D'_x D'_y}} \exp\left[-\frac{(x - V'_x t)^2}{4D'_x t} - \frac{y^2}{4D'_y t} - \lambda t\right] \quad (4\text{-}81)$$

Trong đó:

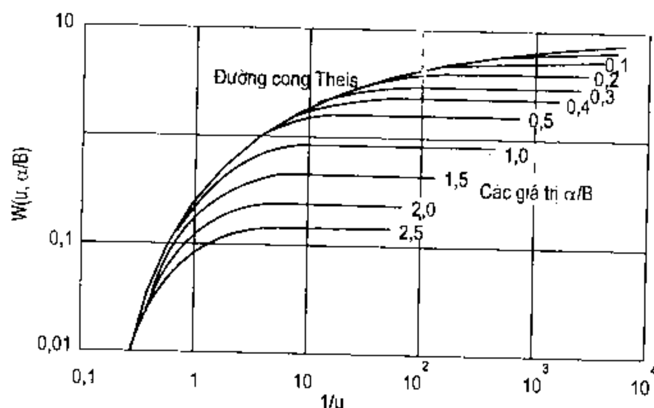
f'_m - tốc độ liên tục của sự bơm hóa chất cho mỗi đơn vị tầng chứa nước thẳng đứng.

m' - khối lượng chất ô nhiễm được bơm cho mỗi đơn vị tầng chứa nước thẳng đứng.

$$B = \frac{2D'_x}{V'_x}; \qquad u = \frac{\alpha^2}{4\beta D'_x t}; \qquad \beta = 1 + \frac{2B\lambda}{V'_x}; \qquad \alpha = \left[\left(x^2 + \frac{D'_x y^2}{D'_y}\right)\beta\right]^{1/2};$$

$$V'_x = \frac{V_x}{R}; \qquad D'_x = \frac{D_x}{R}; \qquad D'_y = \frac{D_y}{R}$$

$W\left(u, \frac{\alpha}{B}\right)$ - hàm giếng rò rỉ được vẽ đối với 1/u (hình 4.16).



Hình 4.16: *Các đường cong W(u, α/B) đối với 1/u (theo Walton, 1960)*

Chúng ta ghi nhớ là các lời giải giải tích cho phương trình vận chuyển khối chỉ có khả năng với các điều kiện ban đầu và điều kiện biên đơn giản. Chúng thích hợp cho các trường hợp đặc biệt ở nơi có vận tốc ổn định và môi trường rỗng là đồng nhất và đẳng hướng về các thông số địa chất thủy văn. Các giới hạn này thường hạn chế việc sử dụng các lời giải đơn giản đã trình bày ở trên. Người ta sẽ phải dùng đến các lời giải theo phương pháp số: sai phân hay phần tử hữu hạn. Một số chương trình phần mềm có khả năng nghiên cứu sự vận chuyển khối trong môi trường rỗng, và mục sau sẽ cho các tóm tắt chính về khả năng của các chương trình này.

4.8. KHẢO SÁT PHẦN MỀM MÁY TÍNH CHO MÔ HÌNH VẬN CHUYỂN VÀ LAN TRUYỀN KHỐI

Hội đồng kĩ thuật chất lượng nước ngầm của Khoa Kĩ thuật môi trường thuộc Hội kĩ sư xây dựng Mỹ ASCE đã công bố nhóm các hoạt động trong năm 1991 và dự định tổng hợp kĩ thuật thực hành mô hình nước ngầm bị ô nhiễm và cho các hướng dẫn với người sử dụng mô hình. Dựa trên việc khảo sát tiến hành bởi Hội đồng cũng như bởi các công ty khác bao gồm Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (EPA), phòng thí nghiệm quốc gia Geraghty và Miller và Brookhaven, đã có khoảng 54 mô hình khác nhau được các công ty quốc gia và tư vấn sử dụng. Các mô hình mô phỏng hiện tượng vận chuyển khối được dùng phổ biến nhất (Hội Kĩ sư xây dựng Mỹ, 1996) theo thứ tự chữ cái là:

1. CFEST
2. DYNTRACK
3. MIGRATE
4. MOC
5. MT3D
6. POLLUTE
7. RAN DOMWALK
8. RESSQ
9. RITZ
10. SOLUTE
11. SUTRA

Bảng 4.6 liệt kê các áp dụng thực tiễn phổ biến của các mô hình này. Nói chung, các áp dụng thông thường là 1) Đánh giá sự di chuyển dải ô nhiễm và 2) Xác định độ nhạy cảm của sự di chuyển chất ô nhiễm theo các thông số địa chất thủy văn và nguồn. Các quá trình vận chuyển khác nhau được mô phỏng bởi các mô hình này được nêu trong bảng 4.7. Các mô hình chủ yếu để giải quyết phương trình phân tán - khuếch tán ở một dạng hay dạng khác bằng cách dùng phương pháp giải tích, bán giải tích (lí thuyết thế, kĩ thuật lớp hữu hạn), hay phương pháp số (sai phân hữu hạn, phần tử hữu hạn). Tất cả các mô hình có khả năng mô phỏng sự vận chuyển khối do phân tán và khuếch tán phân tử, và chỉ có RITZ không mô phỏng được sự vận chuyển do phân tán thủy động. RITZ là mô hình được phát triển để khảo sát các phương án xử lí đất trong khi đào bỏ các bùn dầu mỏ, chủ yếu sinh ra từ các chất thải của nhà máy lọc dầu và chỉ là mô hình có thể mô phỏng dòng nhiều pha (chương tiếp sau được giành cho dòng nhiều pha). Tất cả các mô hình, trừ RITZ, có thể mô phỏng các ảnh hưởng của phân hủy phóng xạ và chỉ có CFEST, MOC và SOLUTE không mô phỏng được các ảnh hưởng của sự phân hủy sinh hóa. Quá trình hút thấm bề mặt được mô phỏng trong tất cả mô hình qua hệ số trễ đưa ra cho người sử dụng; tuy nhiên, hầu hết mô hình có thể mô phỏng không trực tiếp hút thấm bề mặt và/các phản ứng hóa học khác bằng cách dùng các thông số như dung trọng thể tích, lượng cacbon hữu cơ, độ hòa tan, hằng số hút thấm bề mặt, khả năng trao đổi cation, các hằng số tốc độ phản ứng và các hệ số phân chia.

Nhóm các thông số đưa vào các mô hình này được nhận biết như sau:

Các thông số địa chất như các đặc trưng tầng chứa nước

Các thông số liên quan quá trình vận chuyển và lan truyền khối

Các điều kiện ban đầu và điều kiện biên

Các kết quả kích thước như tính rời rạc theo không gian và thời gian

Các thông số kĩ thuật của lời giải như tiêu chuẩn hội tụ và các thông số dao động

Bảng 4.6. Các áp dụng thực tiễn của các mô hình vận chuyển thường dùng (theo Hội các kĩ sư xây dựng Mỹ, 1996)

Các áp dụng	Các mô hình
Dự đoán sự di chuyển dải ô nhiễm	Tất cả
Xác định độ nhạy cảm của sự di chuyển tới các thông số khác nhau	Tất cả
Đánh giá hệ thống thu góp chất rửa lũa ở dưới nơi có chất thải	MIGRATE, POLLUTE
Thiết kế vật cản trong khối đắp	MIGRATE, POLLUTE
Mô phỏng sự vận chuyển chất ô nhiễm qua lớp đất sét	MIGRATE, POLLUTE

Bảng 4.6 (tiếp theo)

Các áp dụng	Các mô hình
Đặt vị trí bãi rác, chất thải nguy hiểm, chất thải hạt nhân	CFEST, MOC, MT3D, RNDWALK, SUTRA DYNTRACK, RESSQ
Giúp hiệu chỉnh mô hình thấm	CFEST, MOC, MT3D, RNDWALK, SUTRA DYNTRACK, RESSQ
Khảo sát sự phân bố nguồn ô nhiễm và lịch sử gia tải	CFEST, MOC, MT3D, RNDWALK, SUTRA DYNTRACK, RESSQ
Khảo sát các phương án tác động chữa trị (thiết bị tiêu nước chặn, các giếng hút/bơm) để làm sạch hay chứa nước nhiễm bẩn	CFEST, MOC, MT3D, RNDWALK, DYNTRACK, RESSQ
Mô phỏng sự xâm nhập nước biển	CFEST, SUTRA
Mô phỏng sự vận chuyển năng lượng	CFEST, SUTRA
Xử lí đất và các tiêu chuẩn làm sạch các chất thải nhà máy lọc dầu	RITZ
Các lời giải tích cho một số bài toán thực tế	POLLUTE
Mô phỏng dòng nhiều pha	RITZ

Bảng 4.7. Các quá trình vận chuyển được mô phỏng trong các mô hình thường dùng (theo Hội các kĩ sư xây dựng Mỹ, 1996)

Các quá trình	Các mô hình									
Bình lưu	CF	DY	MI	MO	MT	PO	RI	RW	SO	SU
Khuếch tán phân tử	CF	DY	MI	MO	MT	PO	RI	RW	SO	SU
Phân tán thủy động	CF	DY	MI	MO	MT	PO	–	RW	SO	SU
	CF	–	–	–	–	–	–	–	–	SU
Hấp phụ và/hoặc các phản ứng hóa học, hệ số trễ	CF	DY	MI	MO	MT	PO	RI	RW	SO	SU
Hệ số khác	CF	–	MI[2]	MO[3]	MT[4]	PO[2]	RI[5]	RW[6]	SO[7]	SU[8]
Phân hủy sinh học	–	DY	MI	–	MT	PO	RI	RW	–	SU
Bốc hơi	–	–	–	–	–	–	RI	–	–	–

CF - CFEST　　DY - DYNTRACK　　MI - MIGRAT　　MO - MOC

MT - MT3D　　PO - POLLUTE　　RI - RITZ　　RW - RNDWALK

SO - SOLUTE　　SU - SUTRA

Có thể xác định sự hấp thụ và/hoặc các phản ứng hóa học bằng dùng các giá trị sử dụng đặc biệt của:

1. Mật độ thể tích, lượng cacbon hữu cơ, độ hòa tan và hằng số hấp thụ
2. Mật độ thể tích, lượng cacbon hữu cơ và khả năng trao đổi cation
3. Mật độ thể tích, khả năng trao đổi cation và hằng số hấp thụ
4. Mật độ thể tích, hằng số hấp thụ, hằng số tốc độ phản ứng và hệ số phân chia.
5. Mật độ thể tích, lượng cacbon hữu cơ và hệ số phân chia.
6. Mật độ thể tích, lượng cacbon hữu cơ, khả năng trao đổi ion, độ hòa tan, hằng số hấp thụ hằng số tốc độ phản ứng và hệ số phân chia.
7. Mật độ thể tích, lượng cacbon hữu cơ và hệ số phân chia.
8. Mật độ thể tích, hằng số tốc độ phản ứng và hằng số hấp thu.

Một số mô hình địa hoá cũng mô phỏng sự vận chuyển khối trong môi trường rỗng. Hầu hết các mô hình này, bao gồm MINTEQ (Felmy et al., 1984), GEOCHEM (Sposito and Mattigod, 1980), WATEQF (Plummer et al., 1976) và PHREEQE (Parkhurst et al., 1980) dựa trên việc giải một nhóm các phương trình biểu thị sự vận chuyển các nhóm hóa chất đồng thời diễn ra. Các mã số máy tính giữ dấu tích cân bằng khối của mỗi nhóm hóa chất và các quá trình phản ứng được mô phỏng cho tới khi đạt cân bằng nhiệt động. Tuy nhiên hầu hết mã số hiện nay chỉ xem xét các mô hình phản ứng cân bằng, nó loại trừ khả năng áp dụng cho việc dự đoán tương lai hiện trường ở nơi mô hình phản ứng động học có thể là thích hợp hơn.

Chương 5
CÁC CHẤT LỎNG KHÔNG PHẢI NƯỚC TRONG ĐẤT

5.1. GIỚI THIỆU

Chất lỏng không phải nước (NAPL - nonaqueous - phase liquid) là thuật ngữ dùng để chỉ chất lỏng bất kì không thể trộn lẫn với nước. Trong kĩ thuật địa môi trường, thuật ngữ này thường liên quan với hydrocacbon dầu mỏ được rò rỉ khỏi các bể chứa dầu ở dưới đất hay đổ tràn do tai nạn các hoá chất hữu cơ. Do không trộn lẫn, mặt phân cách hay mặt phân chia vật lí giữa hai chất lỏng tồn tại trong các khoảng rỗng của đất bão hoà nước và NAPL. Trong trường hợp đất không bão hoà, sự có mặt của khí tạo thêm các mặt phân cách.Mặc dù bản chất không thể trộn lẫn, các NAPL hoà tan trong nước và lan truyền khối diễn ra qua các mặt phân cách này. Mặc dù tính hoà tan rất thấp và không phổ biến trong hầu hết các trường hợp ngay cả chỉ khi có lượng nhỏ NAPL hoà tan trong nước cấp cho sinh hoạt thì cũng có các tác động tổn hại đến sức khoẻ con người. Sự hoà tan thấp cũng làm cho nguồn nước ở dưới mặt đất bị ô nhiễm kéo dài. Do vậy cần thiết nghiên cứu tốc độ và sự vận chuyển các NAPL ở dưới mặt đất.

Thông thường chia các NAPL hay gặp trong kĩ thuật địa môi trường thành hai nhóm: nhẹ (LNAPLs) và nặng (DNAPLs). Sự phân chia dựa vào trọng lượng riêng của chúng. LNAPLs có trọng lượng riêng nhẹ hơn nước còn DNAPLs có trọng lượng riêng nặng hơn nước. Bảng 5.1 và 5.2 liệt kê các loại phổ biến tương ứng của hai nhóm đó cùng với một số tính chất sẽ được xem xét trong các mục ở phần sau. Khi ta xem xét ở mục sau, sự khác nhau về mật độ của NAPL đối với nước khống chế các khía cạnh quan trọng trong sự vận chuyển của nó ở dưới đất. Do vậy việc hiểu cách phân loại này ngay từ ban đầu là hữu ích.

Bảng 5.1. Các hoá chất điển hình liên quan với LNAPLs

LNAPLs	Sp. gr.	Độ hoà tan trong nước (mg/l)	Sức căng mặt phân cách (dyn/cm)
Benzene	0,88	$1{,}75 \times 10^3$	35,0
Ethylbenzene (phenylethane)	0,87	$1{,}52 \times 10^2$	35,5
Styrene (ethenylbenzene)	0,91	$3{,}00 \times 10^2$	35,5
Toluene (methylbenzene)	0,86	$5{,}35 \times 10^2$	36,1
Methyl ethyl ketone	0,81		

Bảng 5.1 (tiếp theo)

LNAPLs	Sp. gr.	Độ hoà tan trong nước (mg/l)	Sức căng mặt phân cách (dyn/cm)
m-Xylene	0,86	$1,30 \times 10^2$	36,4
o-Xylene	0,88	$1,75 \times 10^2$	36,06
p-Xylene	0,86	$1,98 \times 10^2$	37,8
Vinyl chloride	0,91		
Crude oil	0,7 - 0,98		
Diesel fuels	0,80 - 0,85		50
Gasoline (automative)	0,73		50
Fuiel oils (kero sene, jet fuel)	0,81 - 0,85		48
Mineral oil	0,82		47
Petroleum distillates	0,71 - 0,75		50
n-Heptane	0,68		50,2
n-Hexane	0,66		51,0

Bảng 5.2. Các hoá chất điển hình liên quan với DNAPLs

DNAPLs	Sp. gr.	Độ hoà tan trong nước (mg/l)	Sức căng mặt phân cách (dyn/cm)
Carbon tetrachlonide	1,56	$7,57 \times 10^2$	45,0
Chloroform	1,48	$8,20 \times 10^3$	32,8
Methylene chloride	1,33	$2,00 \times 10^4$	28,3
Ethylene chloride	1,24		
Bromobenzene	1,49	$4,46 \times 10^2$	36,5
Chlorobenzene	1,11	$4,66 \times 10^2$	37,4
Hexach lorobenzene	1,60		
Chlorotoluene	1,10	$3,30 \times 10^3$	30
Trichloro ethylene (TCE)	1,46	$1,10 \times 10^3$	34,5
1,1,1-Trichloro ethane (TCA)	1,34	$1,50 \times 10^3$	45
Tetra chloroethylene	1,62	$1,50 \times 10^2$	44,4
Phenol	1,07		
2-Chlorophenol	1,26	$2,90 \times 10^4$	

Bảng 5.2 (tiếp theo)

DNAPLs	Sp. gr.	Độ hoà tan trong nước (mg/l)	Sức căng mặt phân cách (dyn/cm)
Pentachloro phenol	1,98		
Naphthalene	1,03		
Creosote (coaltar)	1,05 - 1,10		20
1,2-Dichloroethane	1,24	$8{,}52 \times 10^3$	30

Nội dung chương này cho người đọc biết khá nhiều nguyên lí quyết định khả năng vận chuyển và lưu trữ NAPL trong đất thì tương tự với các nguyên lí đã dùng để xử lí cho dòng không bão hoà (mục 3.6). Trong đất không bão hoà, có sự cạnh tranh về khả năng tồn tại và vận chuyển của pha khí và pha nước. Trong đất bão hoà, NAPLs thâm nhập vào nước và tương tự khí, cũng muốn giành lấy khoảng rỗng trong đất. Như vậy khi đất bão hoà nước có khí và NAPL thâm nhập thì cả ba pha này sẽ tranh giành nhau khoảng rỗng. Lượng tương đối của ba pha này trong đất lúc cân bằng được khống chế bởi cùng nguyên lí mao dẫn, nguyên lí đã khống chế hành vi của đất không bão hoà.

Đầu tiên chúng ta sẽ nghiên cứu các nguyên lí lưu giữ NAPL tại các kích cỡ lỗ rỗng trong đất rồi mở rộng nghiên cứu sang phạm vi hiện trường. Các nguyên lí này sẽ cho chúng ta khái niệm về các quá trình vận chuyển và lan truyền khối của NAPL.

Mô hình định lượng tốc độ và sự vận chuyển NAPLs còn đang ở giai đoạn phát triển ban đầu và nằm ngoài mục đích của cuốn sách này. Mục tiêu của chúng ta trong chương này là nhận được sự hiểu biết định tính về các đặc trưng vận chuyển và lan truyền khối thích hợp do đất có NAPL thấm vào.

5.2. CÁC NGUYÊN LÍ LƯU GIỮ NAPL TRONG ĐẤT

Tốc độ và sự vận chuyển NAPL ở dưới đất phụ thuộc phần lớn vào lượng được lưu giữ trong khoảng rỗng của đất. Sự tranh giành chiếm khoảng rỗng giữa ba pha: nước, khí và NAPLs liên quan đến:

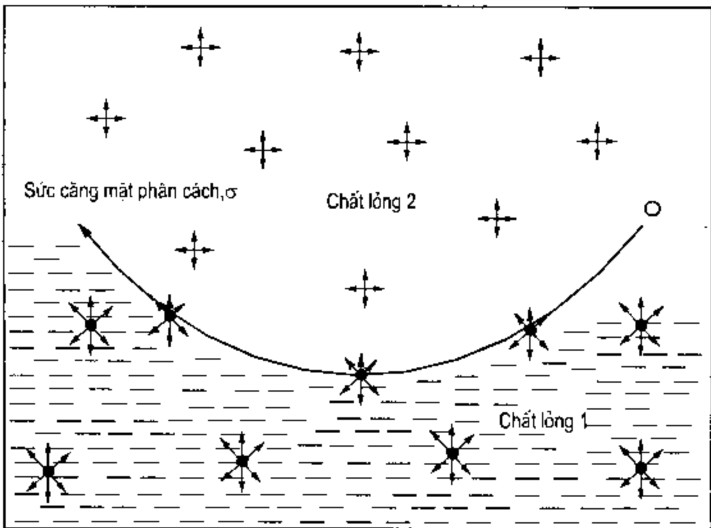
1. Lực căng giữa các mặt của ba pha này.
2. Khả năng ẩm của đất có ba pha này.
3. Nguyên lí mao dẫn.

Trong các mục sau, ta sẽ xử lí các vấn đề riêng biệt này để có nhận thức về sự lưu giữ NAPL ở quy mô lỗ rỗng và tại hiện trường.

5.2.1. Lực căng giữa bề mặt phân cách

Chất lỏng đồng nhất có chứa các phân tử được kết lại với nhau bởi lực hút Van der Waals. Độ lớn của các lực này khác nhau cho từng loại chất lỏng. Khi hai chất lỏng

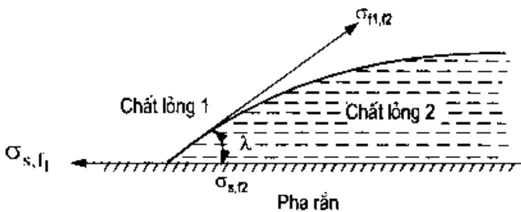
không thể pha trộn với nhau mà gần nhau thì tồn tại mặt phân cách giữa hai nhóm phân tử (hình 5.1). Để duy trì sự cân bằng lực, mặt phân cách được căng bởi chất lỏng có các phân tử kết lại với nhau do lực hút lớn hơn. Vì thế hình thành thấu kính lồi lên hay lõm xuống. Mặt phân cách được căng ra có hành vi khá giống màng đàn hồi chịu lực kéo. Lực căng tồn tại ở mặt phân cách được gọi là lực căng mặt phân cách σ là do sự chênh áp lực bên trong của hai pha nằm kề nhau. Một trong hai chất lỏng không pha trộn trong hình 5.1 có thể là khí có chứa pha hơi của một chất lỏng trong trường hợp này lực căng ở mặt phân cách là lực căng bề mặt.



Hình 5.1: *Các lực hút phân tử trong các pha riêng biệt và tại mặt phân cách hai pha*

5.2.2. Khả năng làm ẩm đất

Khi hai chất lỏng không tan trộn lẫn nhau cùng tồn tại ở bề mặt rắn, mặt phân cách giữa pha rắn và các pha lỏng khống chế hình dạng pha. Hình dạng của hai pha trên bề mặt rắn sẽ như thế nào để năng lượng là nhỏ nhất và đạt được cân bằng lực. Xem xét hai chất lỏng không thể trộn lẫn tồn tại trên đỉnh bề mặt pha rắn như thấy trong hình 5.2. Ba biên của mặt phân cách có thể được phác hoạ trong hình này: 1) Mặt phân cách giữa pha rắn và chất lỏng 1; 2) Mặt phân cách giữa pha rắn và chất lỏng 2; và 3) Mặt phân cách giữa hai chất lỏng. Dạng ổn định sẽ là dạng, ở đó lực căng liên quan với ba mặt phân cách này là cân bằng. Lúc cân bằng:



Hình 5.2: *Các lực tác động dọc các mặt phân cách giữa ba pha lúc cân bằng*

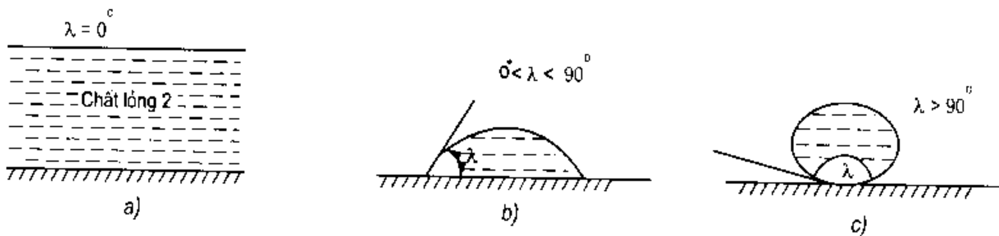
$$\sigma_{s,f_1} = \sigma_{s,f_2} + \sigma_{f_1,f_2} \cos\lambda \tag{5-1}$$

hay

$$\lambda = \cos^{-1}\left[\frac{\sigma_{s,f_1} - \sigma_{s,f_2}}{\sigma_{f_1,f_2}}\right] \tag{5-2}$$

Ở đây các chữ viết dưới biểu thị hai pha tương ứng với mặt phân cách, và s, f_1, f_2 biểu thị các pha rắn và hai chất lỏng. Góc λ giữa bề mặt pha rắn và mặt phân cách chất lỏng 1 - chất lỏng 2 là số đo khả năng làm ẩm bề mặt pha rắn đối với chất lỏng 2 và được gọi là góc tiếp xúc. Dĩ nhiên, sự quan sát thông thường góc tiếp xúc xảy ra khi trên bề mặt kính có một giọt nước, trong trường hợp này hai chất lỏng là nước và khí.

Khả năng làm ẩm tương đối của đất đối với các chất lỏng khác nhau được phản ảnh trong ba phạm vi góc tiếp xúc λ có khả năng xảy ra. Hình 5.3 cho thấy ba phạm vi này và các dạng chất lỏng liên quan. Hình 5.3a cho thấy làm ẩm hoàn toàn bề mặt pha rắn bởi chất lỏng 2. Nếu chất lỏng 2 là nước, mặt pha rắn có thể hút nước. Sự làm ẩm không hoàn toàn bề mặt pha rắn diễn ra trong phạm vi $0 < \lambda < 90^o$ (hình 5.3b). Hình 5.3c thể hiện bề mặt tương đối không được làm ẩm đối với chất lỏng 2. Nếu chất lỏng 2 là nước, bề mặt pha rắn trong trường hợp này sẽ là sợ nước. Lưu ý đến khối đất có lỗ rỗng chứa đầy hai chất lỏng 1 và 2, do vậy góc λ tạo ra khiến cho chất lỏng phủ các hạt rắn.

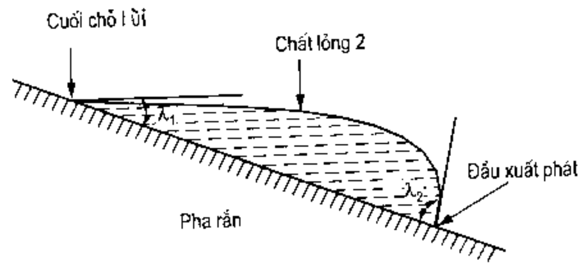


Hình 5.3: *Các góc tiếp xúc có thể có giữa các bề mặt pha rắn và các chất lỏng*

Nói chung, môi trường rỗng với NAPL và nước như là chất lỏng 1 và 2 được xem là ẩm do nước nếu λ (giữa nước và pha rắn) < 70°, ẩm bởi NAPL nếu λ > 110° và trung tính, nếu λ ở giữa 70° và 110° (Anderson, 1986). Trong hầu hết trường hợp với NAPL và nước, môi trường rỗng thường được xử lí như làm ẩm bởi nước. Trong môi trường không bão hoà có mặt NAPL và khí, môi trường được coi như làm ẩm bởi NAPL,.

Điều quan trọng cần ghi nhớ là góc tiếp xúc có thể cực nhỏ không có khả năng định rõ. Các mặt pha rắn trong đất có thể biểu hiện tính không đồng nhất khác thường trong các đặc trưng bề mặt của chúng. Bề mặt của các hạt rắn có thể là các khoáng vật silic hay sét được phủ bởi oxit sắt hay vì phân tử chất mùn của đất. Khi xem xét sự không đồng nhất này, có khả năng xác định chỉ một giá trị pha trộn cho góc ma sát. Ngoài ra, góc ma sát có thể không duy nhất cho một mặt đã cho là vì biểu thị hiện tượng trễ, tức là phụ thuộc vào sự chuyển động của pha lỏng làm ướt bề mặt. Khi một giọt chất lỏng 2 chuyển động dọc bề mặt pha rắn (hình 5.4), góc tiếp xúc λ_1 tại cuối chỗ lùi nói chung nhỏ hơn góc tiếp xúc

λ_2 tại đầu xuất phát. Đó là lí do chủ yếu cho hành vi trễ trong việc giữ nước trong đất đã đề cập trong mục 3.6. Hành vi trễ của góc tiếp xúc có thể được quan sát bằng cách đẩy và kéo một ống mao quản trong chất lỏng. Thấu kính lồi, được quan sát trong hai giai đoạn sẽ biểu thị các góc tiếp xúc khác nhau.



Hình 5.4: Góc tiếp xúc không duy nhất cho một pha chất lỏng chuyển động

5.2.3. Mao dẫn

Mao dẫn là tính chất của môi trường rỗng có thể kéo chất lỏng làm ẩm vào trong lỗ rỗng và đẩy lui chất lỏng không làm ẩm. Sự khác nhau giữa các áp lực bên trong của hai chất lỏng không pha trộn gọi là áp lực mao dẫn đã gây ra sự chứa đầy ưu tiên này của lỗ rỗng đất. Với hệ nước - NAPL, áp lực mao dẫn P_c được xác định bằng:

$$P_c = P_n - P_w \tag{5-3}$$

Trong đó: P_n - áp lực NAPL;

P_w - áp lực nước.

Với một ống nhỏ cắm vào hệ nước - NAPL, áp lực mao dẫn làm cho chất lỏng làm ẩm được kéo vào (hình 5.5a). Chiều cao h_c mà chất lỏng làm ẩm (nước) được kéo quan hệ trực tiếp với áp lực mao dẫn. Áp lực mao dẫn cũng quan hệ với sức căng giữa các mặt, góc tiếp xúc và kích cỡ rỗng tương ứng với định luật Laplace:

$$P_c = \frac{2\sigma_{nw}\cos\lambda}{r} \tag{5-4}$$

Trong đó: σ_{nw} - lực căng giữa các mặt giữa NAPL và pha nước;

λ - góc tiếp xúc của nước với bề mặt ống;

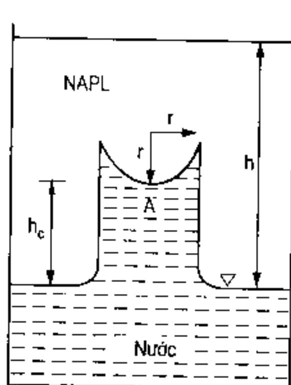
r - bán kính ống.

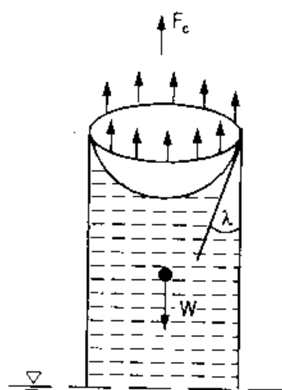
Cần nhớ là phương trình (5.4) có thể đạt được bằng cách xem xét cân bằng lực trên cột nước có chiều cao h_c (xem hình 5.5b). Đại diện các áp lực mao dẫn của ba loại đất cát, bụi và sét cho các cặp chất lỏng không thể pha trộn được thấy trong bảng 5.3.

Bây giờ xem xét một khối đất bao gồm các ống rỗng hình trụ có đường kính khác nhau như thấy trong hình 5.6a.

Bảng 5.3. Phạm vi áp lực mao dẫn cho cát, bụi và sét

	Bán kính lỗ rỗng r (m)	P_c khí/nước (kPa)	P_c dầu/nước (kPa)	P_c khí/dầu (kPa)
Cát	10^{-4} - 10^{-5}	1,4 - 14	0,6 - 6	0,7 - 7
Bụi	10^{-5} - 10^{-5}	14 - 140	6 - 60	7 - 70
Sét	10^{-6} - 10^{-7}	140 - 1400	60 - 600	70 - 700





P_n tại điểm $A = (h - h_c)\rho_n g$

P_w tại điểm $A = h\rho_n g - h_c\rho_w g$

$P_c = P_n - P_w = h_c g(\rho_w - \rho_n)$

$F_c = 2\pi r\sigma_{nw}\cos\lambda$

$W = \pi r^2 g h_c(\rho_w - \rho_n)$

Lúc cân bằng, $F_c = W$

$$h_c = \frac{2\sigma_{nw}\cos\lambda}{rg(\rho_w - \rho_n)}$$

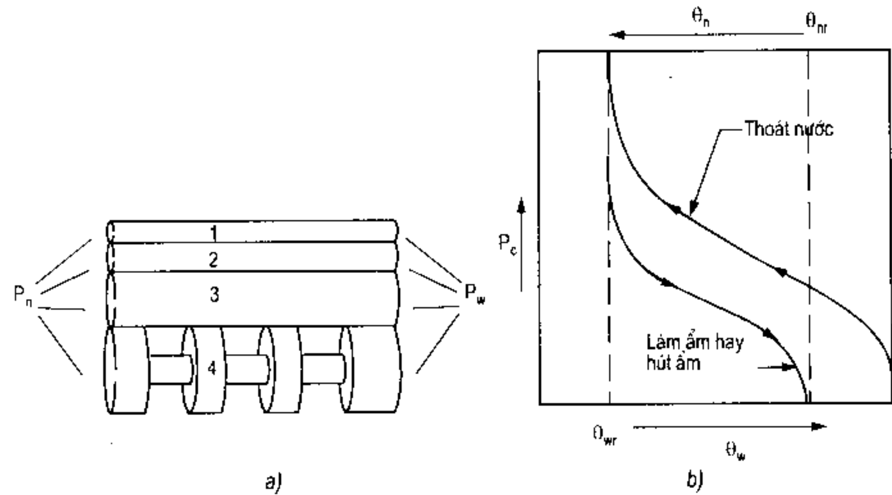
$$P_c = h_c g(\rho_w - \rho_n) = \frac{2\sigma_{nw}\cos\lambda}{r}$$

Hình 5.5: *Áp lực mao dẫn trong hệ đất - NAPL (theo Luckner và Schestakow, 1991)*

Rõ ràng là mức độ các ống dẫn này chứa đầy pha làm ẩm hay không làm ẩm phụ thuộc vào áp lực mao dẫn. Để chứng minh pha nước và NAPL tranh giành khoảng rỗng như thế nào, ta coi toàn bộ các lỗ rỗng trong hình 5.6a ban đầu chứa đầy nước, tức là $P_c = 0$. Nay ta đưa vào pha NAPL,hoặc tăng P_n hay giảm P_w một cách chậm chạp (bằng cho hút dính), do vậy làm tăng P_c [phương trình (5-3)]. Tương ứng với phương trình (5-4), các lỗ rỗng có bán kính r lớn hơn thì có P_c nhỏ hơn và đầu tiên sẽ được NAPL xâm nhập vào. NAPL thay thế nước trong ống 3 và 4. Tuy nhiên trong trường hợp ống 4, sự tiến lên của NAPL bị dừng lại ở chỗ nút cổ chai đầu trên vì để tiến xa thêm thì cần áp lực mao dẫn cao hơn [tương ứng với phương trình (5-4)]. Các nút cổ chai và các ống 2 và 1 sẽ chỉ chứa đầy tại áp lực mao dẫn cao hơn. Quá trình thay thế NAPL này cho pha nước thường được coi như pha tiêu thoát nước là vì pha làm ẩm được tiêu thoát. Nếu thể tích khoảng rỗng được nước (θ_w) chiếm chỗ, bị di chuyển trong quá trình này thì sự biến đổi giữa θ_w và p_c sẽ thấy trong hình 5.6b.

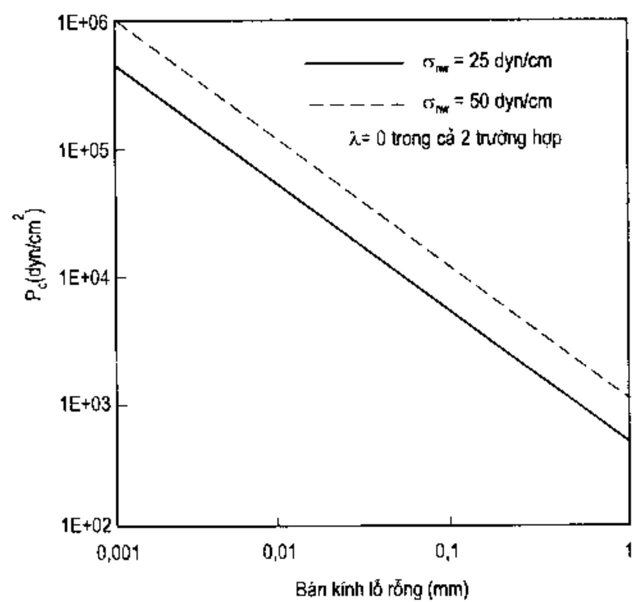
Bây giờ ta đảo ngược quá trình trên nhằm làm ẩm hệ số rỗng chứa đầy NAPL. Đó là pha làm ẩm hay hút ẩm đã biết. Nó có thể được thực hiện bằng cách biến đổi P_c có nghĩa là hoặc bằng cách tăng P_w hay giảm P_n. Qua các nghiên cứu thực nghiệm đã xác lập là đường tạo ra trên khoảng rỗng θ - P_c không trùng với đường tiêu thoát. Cần áp lực nhỏ hơn để đạt cùng độ ẩm thể tích như trong pha tiêu thoát. Nguyên nhân của hiện tượng tắc nghẽn trễ của chất lỏng là sự phân bố không liên tục của chất lỏng làm ướt tại giá trị P_c cao và hành vi trễ của góc tiếp xúc của chất lỏng làm ướt. Có thể thấy từ hình 5.6b là

chất lỏng làm ướt không được tiêu thoát hoàn toàn, và độ ẩm dư θ_{wr} giữ lại ngay cả khi P_c tới giá trị lớn. Tương tự, trong pha hút ẩm chất lỏng không làm ướt không có thể thay thế hoàn toàn ngay cả khi $P_c = 0$. Lượng NAPLs dư giữ lại trong pha làm ướt hay hút ẩm có quan trọng đặc biệt trong các hoạt động xử lí. Nó thường được lưu giữ trong các lỗ rỗng nhỏ và áp lực cần để thắng áp lực mao dẫn tương ứng với các lỗ rỗng nhỏ này thì rất cao. Do vậy, một khi bị lưu giữ, pha không liên tục của NAPLs khó huy động được.



Hình 5.6: *Tiêu thoát nước và làm ẩm đất*
a) Hình thành khái niệm bằng các ống mao dẫn; b) Hành vi trễ do tắc nghẽn chất lỏng
(Cải biến từ Luckner và Schestakow, 1961)

Với một khối đất đã cho, áp lực P_n của NAPL cần để thay thế nước khỏi lỗ rỗng được gọi là áp lực vào thay thế hay áp lực ngưỡng. Sự biến đổi áp lực mao dẫn thể hiện bằng phương trình (5-4) được thấy trong hình 5.7. Rõ ràng là, đất có lỗ rỗng nhỏ thì có áp lực ngưỡng cao hơn đất có lỗ rỗng lớn. Điều này có nghĩa là để thấm, đất sét cần bề dày của vũng NAPL lớn hơn nhiều đất cát. Một số quan hệ hữu ích về áp lực cần để NAPL thấm vào đất dựa trên nguyên lí mao dẫn được cho trong bảng 5.4.



Hình 5.7: *Áp lực mao dẫn là một hàm của sức căng giữa các mặt và bán kính lỗ rỗng*

Bảng 5.4. Các quan hệ cho áp lực mao dẫn và điều kiện thấm của NAPL (theo Mercer và Cohen, 1990)

Áp lực mao dẫn tác động trên bề mặt hình cầu NAPL không làm ướt	$P_c = P_n - P_w = \dfrac{2\sigma_{nw}\cos\lambda}{r}$
Áp lực mao dẫn tác động trên bề mặt NAPL trong mặt phẳng khe nứt, ở đây b là độ mở khe nứt	$P_c = \dfrac{2\sigma_{nw}\cos\lambda}{b}$
Chiều cao giới hạn Z_n cho DNAPL thấm vào trong môi trường đất bão hoà nước	$Z_n = \dfrac{2\sigma_{nw}\cos\lambda}{rg(\rho_n - \rho_w)}$
Chiều cao NAPL giới hạn cho DNAPL thấm xuống hay LNAPL thấm lên từ môi trường hạt thô vào môi trường hạt mịn hơn bão hoà nước, ở đây r_t và r_p là bán kính họng rỗng và bán kính lỗ rỗng tương ứng	$Z_n = \dfrac{2\sigma_{nw}\cos\lambda}{g\lvert\rho_n - \rho_w\rvert}\left(\dfrac{1}{r_t} - \dfrac{1}{r_p}\right) = \dfrac{P_{c(min)} - P_{c(thô)}}{g\lvert\rho_n - \rho_w\rvert}$
Chiều cao NAPL giới hạn được đánh giá cho sự thấm DNAPL xuống hay LNAPL lên vào trong môi trường bão hoà nước	$Z_n = \dfrac{2\sigma_{nw}\cos\lambda}{r_t g\lvert\rho_n - \rho_w\rvert}$
Chiều cao NAPL giới hạn được đánh giá cho sự di chuyển xuống trong vùng thông khí	$Z_n = \dfrac{2\sigma_{nw}\cos\lambda}{r_t g\rho_n}$

5.3. KHÁI NIỆM VỀ SỰ VẬN CHUYỂN NAPL TẠI HIỆN TRƯỜNG

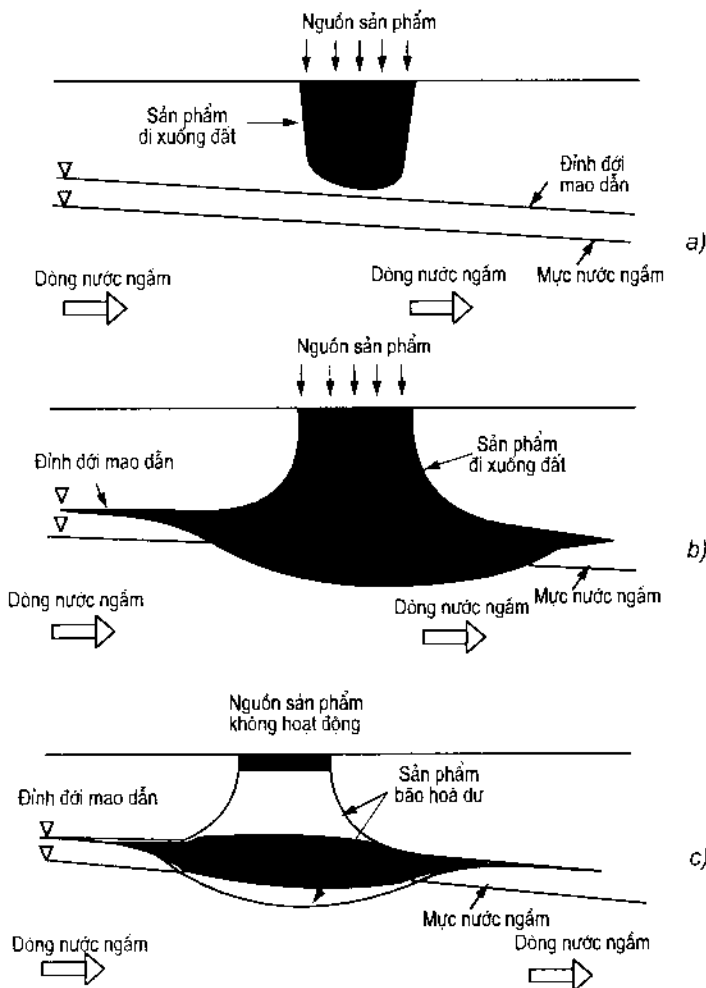
Những nguyên lí đã đề cập trong mục trước sẽ cho ta hình thành nhận thức về NAPL chuyển động ở dưới đất như thế nào. Do một số ảnh hưởng quan trọng của mật độ NAPL (tương đối với mật độ của nước) đến hiện tượng vận chuyển, để thuận lợi nên xử lí riêng LANPLs và DNAPLs.

5.3.1. Các chất lỏng pha không là nước nhẹ

Khi LNAPL bị đổ tràn trên mặt đất, nó đi vào đới không bão hoà trong hệ đất - nước - khí dưới ảnh hưởng của trọng lực. Khi đất hoàn toàn khô, LNAPL sẽ là chất lỏng làm ẩm tương đối với không khí, do vậy nó sẽ tiến vào trong các lỗ rỗng tương đối dễ dàng. Còn khi đất tương đối ẩm, LNAPL sẽ chỉ làm ẩm cục bộ (làm ẩm đối với không khí nhưng không làm ẩm đối với nước). Do vậy, nó có áp lực thích hợp để vượt lực mao dẫn nhằm tiến vào trong các lỗ rỗng nhỏ hơn chứa đầy nước. Độ ẩm thể tích và sự phân bố NAPL trong đới không bão hoà bị khống chế bởi áp lực LNAPL, lượng thể tích ban đầu của các pha khí và nước và sự phân bố kích cỡ lỗ rỗng của đất. Nếu LNAPL có đủ khả năng thì sẽ tiến sâu vào trong đới không bão hoà, như thấy ở hình 5.8a.

Nếu mực nước ngầm ở nông và nếu nguồn LNAPL phong phú sản phẩm tiến đến đỉnh đới mao dẫn. Vì nhẹ hơn nước, nó có xu hướng nổi trên đỉnh đới mao dẫn (hình 5.8b). Khi áp lực của sản phẩm phóng thích tăng lên, mực nước ngầm bắt đầu hạ xuống với LNAPL

tích luỹ tại chỗ lõm. Nếu nguồn LNAPL ở mặt đất kiệt quệ, LNAPL trong đới không bão hoà tiếp tục thấm do trọng lực để lại phía sau các màng mỏng và các hạch trong đới không bão hoà (hình 5.8c). Vì thế, lượng LNAPL dư để lại phía sau từ 10 - 20% thể tích lỗ rỗng. Trong lúc ấy, sản phẩm thấm đạt tới đáy ở đới mao dẫn và bắt đầu trải rộng ra phía bên hình thành "chiếc bánh kếp". Sự trải rộng sang phía bên của sản phẩm làm giảm áp lực vùng lõm LNAPL khiến cho mực nước ngầm nâng lên chút ít. Tuy nhiên, mực nước ngầm nâng lên không diễn ra toàn bộ LNAPL vì một phần bị giam giữ trong các lỗ rỗng do bão hoà dư vì mao dẫn. LNAPL dư này được giữ ở dưới mực nước ngầm sẽ hoà tan chậm trong một số năm, thường là hàng chục năm, và vì thế hình thành một hiểm hoạ lâu dài cho chất lượng nước.



Hình 5.8: *Chuyển động LNAPLs ở dưới mặt đất*
a) Sự phân bố LNAPL sau khi một thể tích nhỏ đổ tràn; b) Sự hạ thấp đới mao dẫn và mực nước ngầm; c) Sự dừng lại mực nước ngầm khi LNAPL thoát từ khoảng rỗng nằm trên (Palmer và Johnson, 1989)

Sự dao động mực nước ngầm do các biến đổi theo mùa hay các hoạt động (bổ sung) sẽ làm cho vùng trũng chuyển động lên hay xuống. Khi vùng trũng hạ xuống, đới bão hoà được sản phẩm tự do chiếm chỗ. Sự dâng tiếp theo của vùng trũng làm cho một phần LNAPL bị giam hãm phía dưới mực nước ngầm tại các bão hoà dư. Sự dao động mực nước ngầm vì thế gây ra "đới xáo động" và có thể trải rộng LNAPL trên bề dày tầng chứa nước lớn hơn ở dạng bão hoà dư. Điều này có tầm quan trọng trong các hoạt động xử lí do việc thu hồi các khối LNAPL không liên tục và bất động tương đối khó hơn việc thu hồi sản phẩm tự do tại mực nước ngầm.

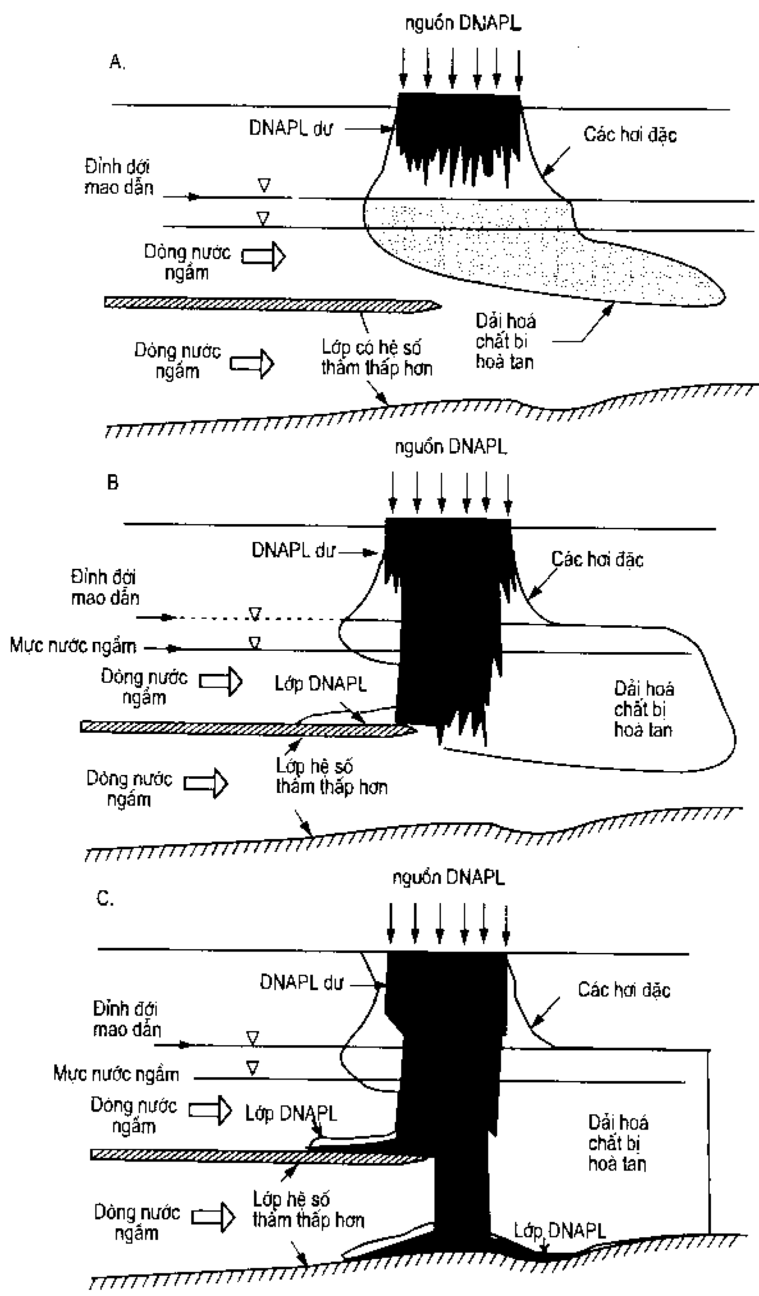
Bề dày sản phẩm tự do, lượng thể tích tương đối của nước, LNAPL và khí ở lân cận chỗ trũng có thể được đánh giá bằng cách dùng các nguyên lí mao dẫn được đề cập trong mục trước. Chúng ta sẽ dành việc đánh giá chi tiết vấn đề này cho các mục ở sau và tiến hành mô hình nhận thức về sự chuyển động của DNAPLs ở dưới đất.

5.3.2. Chất lỏng pha không phải nước nặng

So với LNAPLs, DNAPLs có cách di chuyển phức tạp hơn ở dưới đất. Việc nghiên cứu chi tiết chỉ mới tiến hành khoảng mười năm trước, cho phép nhận thức được phần nào sự chuyển động của chúng. DNAPLs, linh động hơn LNADLs do nặng hơn nước và hầu hết có độ nhớt thấp. Mật độ tương đối cao của DNAPLs khiến sản phẩm nằm sâu trong tầng chứa nước, trong một số trường hợp ở dưới mặt đất hàng trăm ft.

Tương tự LNAPLs, DNAPLs thâm nhập hệ đất - nước - khí của đới không bão hoà dưới ảnh hưởng của trọng lực. Tuy nhiên, không giống LNAPLs, DNAPLs được biết có biểu hiện hành vi của kĩ thuật chạy ngón (hình 5.9a) khi đất không bão hoà tương đối ẩm. Hiện tượng chạy ngón này đã được thiết lập là do chất lỏng có mật độ cao, độ nhớt thấp (DNAPL) thay thế chất lỏng mật độ thấp, độ nhớt cao hơn (nước) (Kueper và Frind, 1988). Tuy nhiên không xảy ra chạy ngón nếu đất khô. Khi lượng DNAPL thích hợp được giải thoát, nó tiến về mực nước ngầm và không giống LNAPLs, nó xâm nhập vào trong tầng chứa nước. Tuy nhiên DNAPL còn là chất lỏng không làm ướt so với nước, do vậy nó phải vượt qua lực mao dẫn để xâm nhập vào trong các lỗ rỗng của hệ đất - nước. Như đã thảo luận trước đây, DNAPL phải có một áp lực đi vào hay áp lực ngưỡng thích hợp để chiến thắng các lực mao dẫn. Mật độ cao hơn của DNAPL đóng góp vào áp lực đi vào này. Nếu áp lực DNAPL cao hơn áp lực đi vào, DNAPL tiếp tục vào trong hệ đất - nước cho tới khi nguồn cạn kiệt. Một tầng đất hạt mịn hơn trong đới không bão hoà đôi khi có thể chặn sự di chuyển DNAPL (hình 5.9b) là do các vật liệu hạt mịn hơn có các lỗ rỗng nhỏ hơn nên cần áp lực đi vào cao hơn. Nếu nguồn DNAPL lớn hơn, nó có thể thấm vào toàn bộ bề dày tầng chứa nước và trầm lắng xuống trên lớp không thấm tại đáy tầng chứa nước (hình 5.9c). Trong các trường hợp nơi tầng không thấm dốc, DNAPL có xu hướng chảy theo độ dốc xuống của lớp, có thể theo hướng ngược với dòng ngầm trong tầng chứa nước. Điều này gây ra các vấn đề trong mô tả đặc trưng nguồn của

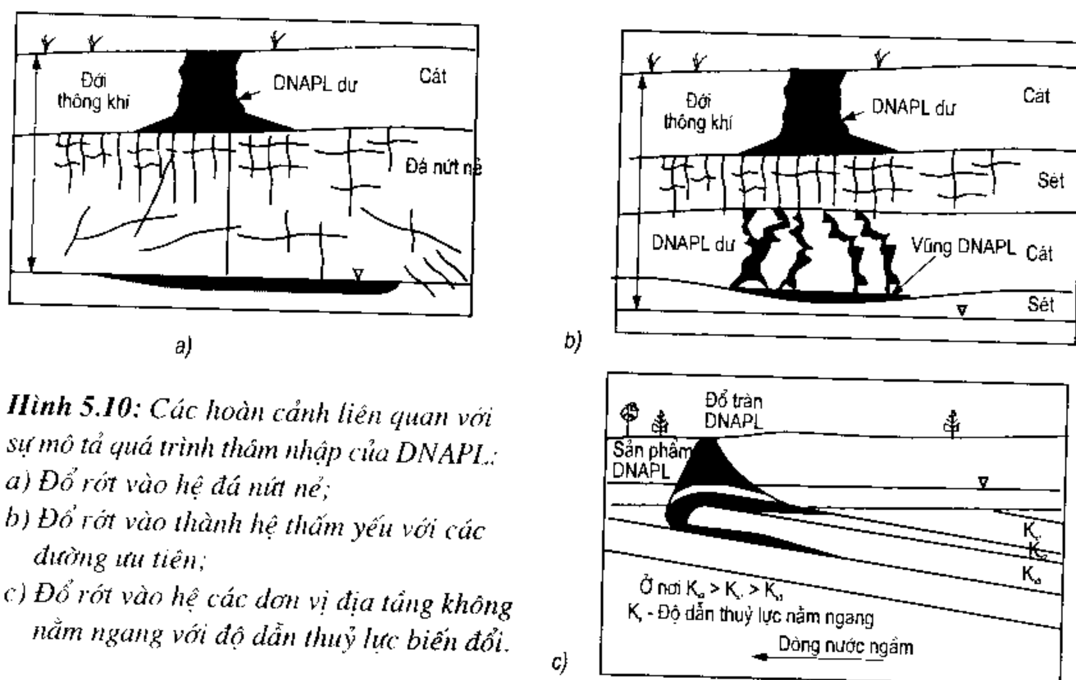
DNAPL, bởi vì pha hoà tan có thể được vận chuyển theo hướng khác hướng của sản phẩm tự do.



Hình 5.9: Chuyển động của DNAPLs ở dưới đất
a) Sự phân bố DNAPL sau khi có thể tích nhỏ được đổ tràn; b) Sự phân bố DNAPL sau khi thể tích vừa phải được đổ tràn; c) Sự phân bố DNAPL sau khi đổ tràn thể tích lớn
(Feenstra và Cherry, 1987)

Sự vận chuyển của DNAPLs cực kì phức tạp do hiện tượng không đồng nhất. Ví dụ thấy trong hình 5.10 mô tả các thách thức liên quan với đặc trưng xâm nhập DNAPL ở

dưới đất Hình 5.10a cho thấy điều kiện ở nơi có một lớp đá tồn tại giữa lớp cát trên mặt và mực nước ngầm. Lớp đá có thể nứt nẻ và các khe nứt có chiều dài, chiều rộng và độ mở khác nhau. Các khe nứt này vận chuyển DNAPLs hoặc vào trong đới ngõ cụt hay qua khe nứt thông nhau trực tiếp tới mực nước ngầm. Đặc trưng xâm nhập DNAPL vào trong đá nứt nẻ là thách đố mà hội đồng kĩ thuật chỉ mới bắt đầu đối mặt. Hình 5.10b cho thấy sự vận chuyển DNAPL qua một hệ lớp, ở đây lớp đất sét có sự phân bố không đồng nhất các đường ưu tiên. Các áp lực đi vào dựa trên sự phân bố kích cỡ lỗ rỗng của đất sét có thể cao, khiến cho DNAPL có thể di chuyển qua các đường ưu tiên và vận chuyển DNAPL vào lớp đất ở dưới lớp sét. Hình 5.10c cho thấy khả năng DNAPLs chảy theo các hướng khác hướng của dòng nước ngầm. Lớp nằm nghiêng có độ dẫn thuỷ lực khác nhau có thể vận chuyển DNAPLs tới các khoảng cách xa về phía thượng lưu của vị trí đổ tràn.

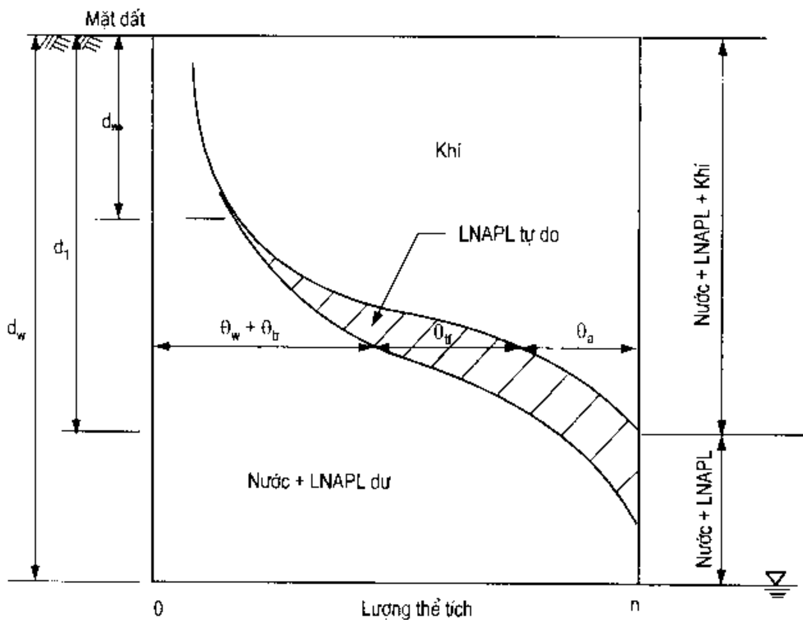


Hình 5.10: *Các hoàn cảnh liên quan với sự mô tả quá trình thấm nhập của DNAPL:*
a) Đổ rót vào hệ đá nứt nẻ;
b) Đổ rót vào thành hệ thấm yếu với các đường ưu tiên;
c) Đổ rót vào hệ các đơn vị địa tầng không nằm ngang với độ dẫn thuỷ lực biến đổi.

5.4. BIỂU ĐỒ PHA CHO HỆ ĐẤT - NƯỚC - LNAPL - KHÍ

Việc đánh giá lượng thể tích của ba pha khí, nước và NAPL là một nhiệm vụ cơ bản khi mô hình sự vận chuyển của NAPL ở dưới đất. Các quan hệ giữa áp lực mao dẫn và độ ẩm thể tích của NAPL, nước và khí sẽ tạo các biểu thức cơ bản trong mô hình vận chuyển. Các bước tiến cơ bản gần đây để phát triển các quan hệ này cho NAPLs. Lenhard và Parker (1987, 1990) và Parker và Lenhard (1987) đã mở rộng các biểu thức duy trì độ ẩm trong dòng không bão hoà để tính cho sự có mặt của pha NAPL. Các biểu thức tạo ra sẽ được trình bày sau đây đã có hiệu lực trong các khảo sát tại phòng thí nghiệm (Lenhard và Parker 1988) và được dùng để hiệu chỉnh các quan sát ngoài trời khi giám sát các giếng (Ostendorf et, al, 1993).

Hợp chất pha ở lân cận mực nước ngầm được mô tả trong hình 5.11, ở đây d_w và d_l biểu thị độ sâu tới mực nước ngầm và tới đỉnh sản phẩm tự do tương ứng. Bề dày của vũng LNAPL, được tích luỹ như là một bánh kếp tại đỉnh nước ngầm, do vậy bằng $(d_w - d_l)$. Nếu một giếng giám sát được khoan trong ở vị trí ô nhiễm LNAPL, sản phẩm LNAPL tự do sẽ được quan sát tới độ cao $(d_w - d_l)$ ở trên mực nước ngầm. Trong phạm vi, $d_w > d > d_l$ chỉ có LNAPl và nước tồn tại trong khoảng rỗng. Trực tiếp ở trên phạm vi này, LNAPL tự do tồn tại kết hợp với nước và khí. Ở trên độ sâu $d = d_m$, sản phẩm tự do không tìm thấy và chỉ có nước và khí cùng tồn tại. Tách xa khỏi khí, nước và LNAPL tự do, pha thứ tư cũng có mặt ở dạng các hạch LNAPL bị giam hãm được bao quanh là nước tự do. Như giải thích trước đây, pha này là kết quả của sự dao động mực nước ngầm.



Hình 5.11: Hợp phần của các pha chất lỏng ở gần mực nước ngầm (Ostendorf et al. 1993)

Tại một độ sâu đã cho, sức căng giữa các mặt của không khí, LNAPL và nước khống chế bán kính và họng lỗ rỗng mà các pha khác nhau có thể xâm nhập vào. Sức căng này nhận trực tiếp từ phương trình (5-4). Do mao dẫn, các lỗ rỗng nhỏ luôn chứa đầy chất lỏng làm ẩm. Sức căng giữa các mặt không khí và LNAPL thường tương ứng với bán kính cong lớn. Nếu bán kính này là r_l, thì tất cả các lỗ rỗng lớn hơn kích cỡ r_l chứa đầy khí và các lỗ rỗng nhỏ hơn r_l chứa đầy nước hoặc LNAPL. Với các lỗ rỗng nhỏ hơn r_l. Sức căng giữa các mặt LNAPL và nước khống chế sự có mặt của LNAPL và nước. Nếu r_2 là bán kính cong tương ứng sức căng giữa các mặt LNAPL và nước, các lỗ rỗng nhỏ hơn r_2 chứa đầy nước, trong khi các lỗ rỗng lớn hơn r_2 (nhưng nhỏ hơn r_1) được chứa đầy LNAPL.

Để giới thiệu các biểu thức xác định sự phân bố pha, chúng ta định nghĩa các lượng chất lỏng thể tích của các pha khác nhau như sau:

$$\theta_w = \frac{\text{Tổng thể tích nước}}{\text{Tổng thể tích lỗ rỗng}} \quad (5\text{-}5a)$$

$$\theta_l = \frac{\text{Tổng thể tích LNAPL}}{\text{Tổng thể tích lỗ rỗng}} \quad (5\text{-}5b)$$

và

$$\theta_a = \frac{\text{Tổng thể tích khí}}{\text{Tổng thể tích lỗ rỗng}} = n - \theta_w - \theta_l \quad (5\text{-}5c)$$

Trong đó: n - độ rỗng của đất.

Coi cả LNAPL và nước tồn tại ở dạng tự do và dư:

$$\theta_w = \theta_{wr} + \theta_{wf} \quad (5\text{-}6a)$$

$$\theta_l = \theta_{lr} + \theta_{lf} \quad (5\text{-}6b)$$

Độ bão hoà nước hiệu quả (S_w) và độ bão hoà của các chất lỏng tổng S (nước và LNAPL), có thể định nghĩa theo các lượng chứa thể tích:

$$S_w = \frac{(\theta_w + \theta_{lr}) - \theta_{wr}}{n - \theta_{wr}} \quad (5\text{-}7a)$$

$$S = \frac{(\theta_w + \theta_{lf} + \theta_{lr}) - \theta_{wr}}{n - \theta_{wr}} \quad (5\text{-}7b)$$

Ghi nhớ là độ bão hoà nước hiệu quả bao gồm lượng LNAPL dư. Các độ bão hoà hiệu quả của LNAPL ở dạng tự do và dư có thể định nghĩa tương tự.

$$S_{lf} = \frac{\theta_{lf}}{n - \theta_{wr}} = S - S_w \quad (5\text{-}8a)$$

và

$$S_{lr} = \frac{\theta_{lr}}{n - \theta_{wr}} \quad (5\text{-}8b)$$

Các độ bão hoà hiệu quả S_w và S định nghĩa trong phương trình (5-7) được khống chế bởi sức căng giữa các mặt LNAPL và khí, và giữa LNAPL và nước. Chúng tương tự độ bão hoà hiệu quả của nước trong hệ đất - nước - khí, ở nơi độ ẩm cao hơn mực nước ngầm bị khống chế bởi sức căng bề mặt của nước. Do vậy, các hàm duy trì độ ẩm đề cập trong mục 3.6, có thể được chấp nhận ở đây cho mục đích liên hệ S và S_w với các áp lực mao dẫn. Dùng hàm Van Genuchten (1980) cho sự duy trì nước, Lenhard và Parker (1990) biểu thị S ở dạng:

$$S = \left\{1 + \left[\beta_1 (d_l - d)\right]^{\alpha}\right\}^{(1/\alpha)-1} \qquad (d_l > d > d_m) \quad (5\text{-}9a)$$

và

$$S = 1 \qquad (d > d_l) \quad (5\text{-}9b)$$

Trong đó:

α - hệ số kinh nghiệm phụ thuộc vào sự phân bố kích cỡ lỗ rỗng của đất;

β_l là hệ số tỉ lệ, liên hệ với sức căng giữa các mặt LNAPL và nước và bán kính lỗ rỗng trung bình và bằng:

$$\beta_l = \frac{\rho_l g r_m}{2\sigma_{la}} \quad (5\text{-}10)$$

Trong đó: ρ_l - mật độ của LNAPL;

g - gia tốc do trọng lực;

r_m - bán kính lỗ rỗng trung bình;

σ_{la} - sức căng giữa các mặt LNAPL và khí.

Ghi nhớ phương trình (5-10) là phương trình mao dẫn với góc tiếp xúc, giả thiết bằng không và các lỗ rỗng giả thiết là hình trụ. Tương tự, độ bão hoà nước hiệu quả, S_w được biểu thị bằng:

$$S_w = \left\{1 + \left[\beta_w (d_w - d)\right]^\alpha\right\}^{(1/\alpha)-1} \qquad (d_w > d > d_m) \qquad (5\text{-}11a)$$

$$S_w = 1 \qquad (d > d_w) \qquad (5\text{-}11b)$$

và

$$S_w = \left\{1 + \left[\frac{\beta_l \sigma_{la}}{\sigma_{wa}}\left(d_l - d_w + \frac{\rho_w}{\rho_l} < d_w - d >\right)\right]^\alpha\right\}^{(1/\alpha)-1} \qquad (d_m > d) \quad (5\text{-}11c)$$

Trong đó: σ_{wa} - sức căng giữa các mặt nước và khí, tức là sức căng bề mặt;

ρ_w - mật độ nước và β_w là hệ số tỉ lệ được cho bởi

$$\beta_w = \beta \frac{\left[(\rho_w / \rho_l) - 1\right]\sigma_{la}}{\sigma_{wl}} \quad (5\text{-}12)$$

Trong đó: σ_{wl} - sức căng giữa các mặt nước và pha LNAPL.

Độ sâu d_m tới đó sản phẩm LNAPL tự do dâng ở trên mực nước ngầm có thể xác định bằng cách cho S_w [phương trình (5-11a)] bằng S [phương trình (5.9a)]:

$$d_m = \frac{\beta_l d_l - \beta_w d_w}{\beta_l - \beta_w} \quad (5\text{-}13)$$

Một khi S và S_w được xác định bằng các phương trình (5-9) và (5-11), thì có thể dùng phương trình (5-8a) để tính S_{lf}. Để đánh giá thể tích tổng LNAPL trong đất theo độ sâu cần xác định đại lượng khác là S_{lr}.

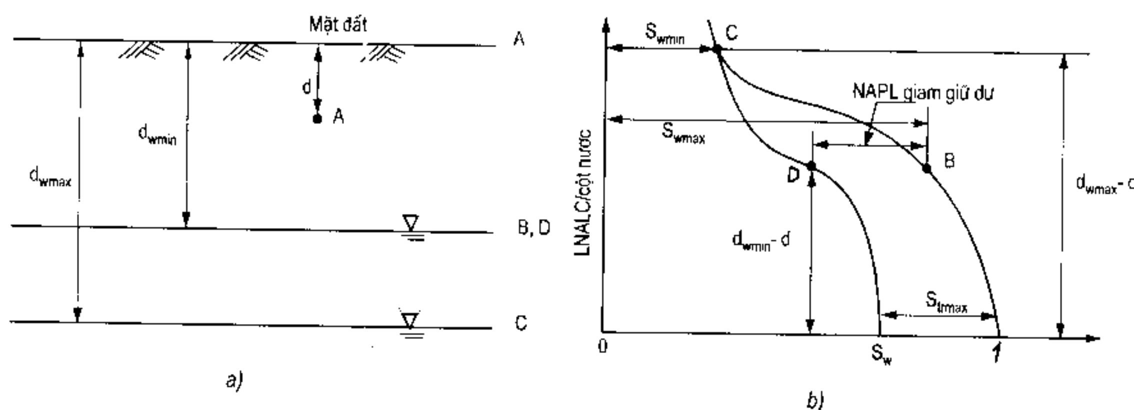
Như đã đề cập trước, nguyên nhân lưu giữ LNAPLs dư là do mực nước ngầm dao động làm biến đổi áp lực mao dẫn của chất lỏng tại một điểm đã cho. Theo Osterderf et al. (1993) và Parker và Lenhard (1987), có thể hình dung sự lưu trữ trễ LNAPLs trong nước theo hình 5.12. Xét các biến đổi áp lực mao dẫn tại điểm A ở độ sâu d ở dưới mặt đất khi mực nước ngầm dao động giữa độ sâu d_w min và d_w max (hình 5.12a). Chọn độ sâu d sao cho $d > d_m$ vì sự lưu giữ LNAPLs dư chỉ xảy ra khi sản phẩm tự do có sẵn. Các

đường cong duy trì tương ứng được thấy ở hình 5.12b. Khi mực nước ngầm hạ thấp từ B xuống C, lượng nước tại điểm A, biến đổi dọc theo đường BC trong hình 5.12b. Điều này là do nước tiêu thoát từ điểm A như là kết quả của sự tăng sức hút dính có độ lớn bằng ($d_{w,\,max}$ - $d_{w,\,min}$). Độ bão hoà hiệu quả nhỏ nhất và lớn nhất của nước $S_{w,\,min}$ và $S_{w,\,max}$ tương ứng tại điểm A được cho trong phương trình (5-11a):

$$S_{w,\,min} = \left\{1 + \left[\beta_w (d_{w,max} - d\right]^{\alpha}\right\}^{(1/\alpha)-1} \qquad (5\text{-}14a)$$

và

$$S_{w,\,max} = \left\{1 + \left[\beta_w (d_{w,min} - d\right]^{\alpha}\right\}^{(1/\alpha)-1} \qquad (5\text{-}14b)$$



Hình 5.12: *Lưu giữ trễ của LNAPL*

a) Phạm vi dao động mực nước ngầm;

b) Các biến đổi S_w là do chuyển động mực nước ngầm (Ostendorf et al., 1993)

Khi mực nước ngầm dâng lên từ C tới D, đường đặc trưng độ ẩm không trùng với CB (hình 5.12b) do hiện tượng trễ, nó theo đường CD. Một số LNAPL tự do bị lưu giữ trong giai đoạn này có độ lớn bằng BD trong hình 5.12b. Nếu trong thực tế, mực nước ngầm dâng lên vượt quá điểm A đang được xem xét thì lượng LNAPL lưu giữ tại đó bằng $S_{lr,\,max}$. Đó là lượng lưu giữ cực đại có thể xảy ra tại điểm A do Parker và Lenhard (1987) xác định:

$$S_{lr,\,max} = \frac{1 - S_{w,min}}{1 + \gamma(1 - S_{w,min})} \qquad (5\text{-}15)$$

Trong đó: γ là hệ số lưu giữ trễ được xác định bởi hiện tượng trễ trong góc tiếp xúc và bán kính đường cong tại các mặt phân cách. Không có khả năng nhận trực tiếp các giá trị γ. Các đánh giá đã công bố về độ lớn của nó nhận được bằng các phương pháp hiệu chỉnh. Khi dùng số liệu bão hoà LNAPL dư tại vị trí đổ rót gasoline (dầu xăng) tại Traverse City, Michigan, Ostendorf et al. (1993) đã nhận được giá trị γ = 40. Đất ở hiện trường là cát đều hạt trung với đường kính hạt trung bình là $3{,}8 \times 10^{-4}$m.

Để đánh giá các độ bão hoà dư của LNAPLs ở cao trình phía trên mực nước ngầm như BD trong hình 5.12b, Parker và Lenhard (1987) đề nghị dùng các quan hệ kinh nghiệm sau đây:

$$S_{lr} = S_{lr,\max} \times \left(1 - \frac{1 - S_{w,\max}}{(1 - S_{w,\min})}\right) \qquad d_{w,\min} > d \qquad (5.16a)$$

$$S_{lr} = S_{lr,\max} \qquad d_{w,\max} > d > d_{w,\min} \qquad (5.16b)$$

$$S_{lr} = 0 \qquad 0 < d < d_m \qquad (5\text{-}16c)$$

$$S_{lr} = 0 \qquad d > d_{\max} \qquad (5\text{-}16d)$$

Các phương trình (5-8a, (5-9), 5-11) và (5-16) trình bày trọn vẹn biểu đồ pha và sự đánh giá cho phép lượng thể tích của mỗi pha ở lân cận mực nước ngầm.

5.5. MÔ HÌNH VẬN CHUYỂN NAPL$_s$ TRONG ĐẤT

Mô hình sự vận chuyển NAPLs trong đất thì phức tạp do có nhiều pha và có khá nhiều thông số liên quan với các pha này. Do đó, việc dự đoán sự di chuyển NAPL trong đất vẫn còn là tính hàn lâm và sự nghiên cứu mới chỉ là bước đầu. Chúng ta sẽ trình bày dưới đây các nguyên lí cơ bản liên quan với sự vận chuyển NAPL, và giới hạn mục đích chỉ nhằm vào việc xử lí định tính vấn đề nghiên cứu.

5.5.1. Khái niệm hệ số thấm tương đối

Sự vận chuyển NAPLs thì tương tự sự vận chuyển của dòng nước trong đất không bão hoà về hai phương diện 1) độ bão hoà hiệu quả của các pha tiếp tục thay đổi và 2) các thay đổi về độ bão hoà hiệu quả, gây ra các biến đổi lực truyền động cho dòng chất lỏng. Định luật Darcy lại được đưa ra như là quan hệ cơ bản khống chế dòng của mỗi pha trong ba pha chất lỏng: NAPL, nước và khí. Để dùng định luật Darcy nhằm biểu hiện dòng khí và NAPL, khái niệm độ dẫn thuỷ lực được thay bằng hệ số thấm thực (với đơn vị diện tích) hay

$$V_\alpha = \frac{-k\rho_\alpha g}{\mu_\alpha} \nabla_\phi \qquad (5\text{-}17)$$

Trong đó: V_α - tốc độ pha α;

k - hệ số thấm thực của môi trường;

g - gia tốc trọng lực;

ρ_α, μ_α - mật độ và độ nhớt động của pha α tương ứng;

∇_ϕ - gradien thế của pha α.

Như đã trình bày trong chương 3, hệ số thấm chất lỏng biến đổi theo lượng thể tích của chất lỏng này. Khi NAPL, nước và khí cũng tồn tại trong lỗ rỗng, hệ số thấm của môi trường đối với chất lỏng bất kì thì nhỏ hơn khi khoảng rỗng hoàn toàn do chất lỏng

này chiếm chỗ. Sự biến đổi hệ số thấm này phụ thuộc vào độ bão hoà hiệu quả của chất lỏng đó và được gọi là hệ số thấm tương đối $k_{r\alpha}$ và được xác định bằng:

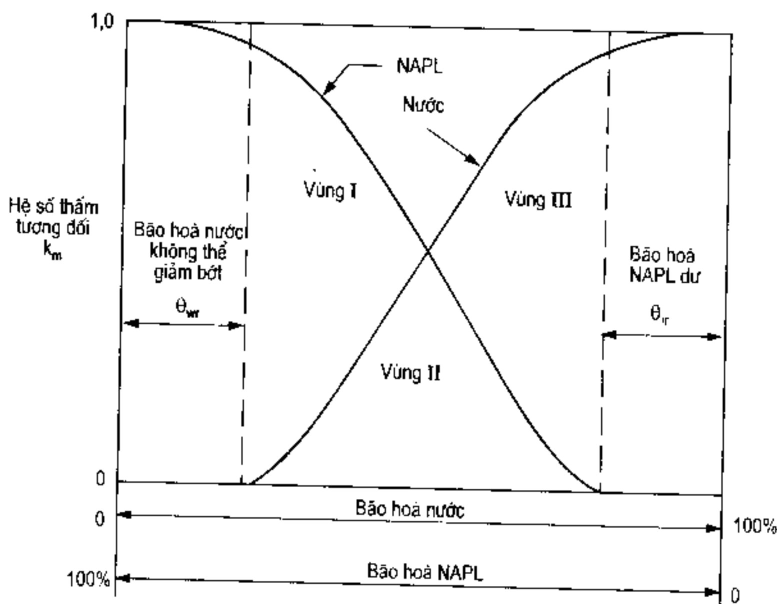
$$k_{r\alpha} = \frac{k_\alpha(S_\alpha)}{k_{s\alpha}} \tag{5-18}$$

Trong đó: k_α (S_α) - hệ số thấm của đất ứng với pha α tại độ bão hoà hiệu quả S_α;

$k_{s\alpha}$ - hệ số thấm của đất lúc bão hoà hoàn toàn pha α.

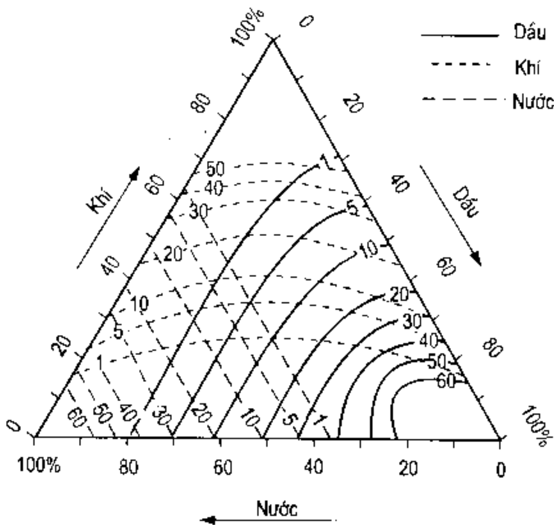
Vì thế, hệ số thấm tương đối biến đổi từ 1,0 lúc bão hoà hoàn toàn pha tới 0 ở gần bão hoà 0%. Ở giữa 0 và 1,0, các chất lỏng cản trở dòng thấm với nhau trong khoảng rỗng.

Xem xét một hệ hai pha gồm có nước và NAPL, sự biến đổi hệ số thấm tương đối với độ bão hoà hiệu quả được thấy trong hình 5.13. Khi độ bão hoà hiệu quả của nước giảm từ 100%, hệ số thấm tương đối của nó cũng giảm. Hệ số thấm tương đối của đất đối với nước bằng không tại điểm mà pha nước không liên tục lâu hơn và tại độ bão hoà không thể giảm bớt được. Tương tự, khi độ bão hoà hiệu quả của NAPL giảm từ 100%, hệ số thấm tương đối của nó cũng giảm, cuối cùng bằng không tại độ bão hoà dư. Do sự cản trở giữa các pha, tổng các hệ số thấm tương đối (đối với nước và NAPL) không bằng 1. Vì thế, hệ số thấm của môi trường giảm do sự cản trở này. Có thể phác hoạ (mô tả) ba vùng dòng thấm trong hình 5.13. Trong vùng I, NAPL trội hơn về khoảng rỗng và hệ số thấm tương đối với nước gần bằng không. Trong vùng II, cả NAPL và nước tồn tại ở dạng liên tục và chảy cùng với nhau. Trong vùng này, sự cản trở lẫn nhau là cực đại và hệ số thấm của môi trường toàn bộ giảm khá lớn. Trong vùng III, nước trội hơn về khoảng rỗng và hệ số thấm tương đối với NAPL gần bằng không do NAPL có mặt ở dạng không liên tục.



Hình 5.13: *Hệ số thấm tương đối của nước và NAPL là hàm số của độ bão hoà*

Các khái niệm ở trên có thể mở rộng cho hệ ba pha khi ngoài NAPL và nước, còn có khí. Điều này thường biểu hiện ở biểu đồ ba thành phần như thấy ở hình 5.14. Quá trình này còn phức tạp nhiều hơn hệ hai thành phần, mặc dù có cùng nguyên lí chỉ đạo. Trong hình 5.14 cần ghi nhớ là có các vùng lớn ở đó, ít nhất một trong các chất lỏng là không di động. Ngoài ra, toàn bộ ba chất lỏng có thể di chuyển đồng thời chỉ trong miền bão hoà cực kì giới hạn. Cần nhớ là khí cũng có bão hoà dư, nó cản trở sự thấm của hai pha khác.



Hình 5.14: *Hệ số thấm tương đối cho dòng ba pha (Van Dam, 1967)*

Trong hầu hết trường hợp của NAPLs, các số liệu mô tả sự biến đổi hệ số thấm đối với độ bão hoà hiệu quả là không thể được. Cả các phương trình lí thuyết lẫn thực nghiệm được phát triển để mô tả các biến đổi (Stone, 1973; Lenhard và Parker, 1987). Các chi tiết toán học của các phương trình này nằm ngoài mục tiêu của cách xử lí cơ bản này.

5.5.2. Phương trình khống chế sự vận chuyển nhiều pha

Giống như trong sự vận chuyển của nước (chương 3) và các dung dịch hoà tan (chương 4), sự vận chuyển của NAPLs là sự kết hợp nguyên lí bảo toàn khối lượng và các quan hệ liên tục (hay nguyên nhân và hậu quả). Tuy nhiên, mô hình vận chuyển NAPL là quá phức tạp do có khá nhiều pha và sự chuyển đổi giữa các pha có khả năng xảy ra của chất lỏng. Sự vận chuyển của mỗi pha kết hợp với áp lực mao dẫn và độ bão hoà hiệu quả của các pha khác. Nói chung, các phương trình chỉ đạo cho mỗi pha của ba pha được phát triển riêng và chúng được phối hợp với nhau bằng cách dùng áp lực mao dẫn và độ bão hoà hiệu quả. Mặc dù nguyên lí đơn giản, mô hình vận chuyển NAPL đòi hỏi khá nhiều thông số, không phải tất cả chúng có thể nhận được bằng các thực nghiệm thông thường.

Abriola và Pinder (1985a, 1985b) và Abriola (1988) đã đưa ra một phương pháp toàn diện để mô hình sự vận chuyển nhiều pha. Theo phương pháp này, chúng ta bắt đầu bằng cách trình bày toàn diện bài toán vận chuyển bằng biểu thức cân bằng khối lượng của nhóm hoá chất thứ i trong pha α như sau:

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\rho_a \varepsilon_a \omega_a^i\right) + \nabla\left(\rho_a \varepsilon_a V_a \omega_a^i\right) - \nabla . J_\alpha^i = A_\alpha^i + B_\alpha^i \qquad (5\text{-}19)$$

Trong đó:

ρ_α - mật độ khối của pha α;

ε_α - phần thể tích lỗ rỗng do pha α chiếm;

ω_α^i - vận tốc pha α;

J_α^i - dòng không bình lưu của các nhóm i trong pha α;

A_α^i - sự trao đổi khối của các nhóm i do khuếch tán giữa pha và/hoặc biến đổi pha;

B_α^i - cung cấp nội bộ của nhóm i cho pha α;

∇ - toán tử tích phân.

Số hạng thứ nhất biểu thị tốc độ biến đổi khối theo thời gian của các nhóm i trong pha α. Các số hạng thứ hai và ba phản ánh sự vận chuyển khối của các nhóm i do các tác động bình lưu và không bình lưu (khuếch tán và phân tán), tương ứng. Số hạng ở bên phải phương trình biểu thị thuật ngữ vùng trũng/nguồn do các biến đổi pha và các phản ứng hoá học và sinh học dẫn đến sự huỷ hoại hay sáng tạo các nhóm.

Nhằm biểu thị cân bằng khối tổng của các nhóm i trong hệ tiến hành tổng các cân bằng khối lượng trong các pha riêng rẽ hay:

$$\sum_\alpha \left[\frac{\partial}{\partial t}\left(\rho_\alpha \varepsilon_\alpha \omega_\alpha^i\right) + \nabla\left(\rho_\alpha \varepsilon_\alpha V_\alpha \omega_\alpha^i\right) - \nabla . J_\alpha^i \right] = \sum_\alpha B_\alpha^i \quad (5\text{-}20)$$

Cần nhớ là phương trình trên không chứa số hạng A_α^i biểu thị sự trao đổi khối lượng các nhóm trong các pha là vì tổn thất khối lượng của một pha nhận được bởi các pha khác, tức là:

$$\sum_\alpha A_\alpha^i = 0 \quad (5\text{-}21)$$

Ngoài ra, phép cộng phải thực hiện bao gồm các chất rắn của đất như là một pha chia tách để tính toán độ ép co của môi trường rỗng và khối lượng các nhóm có mặt trong dạng hấp phụ. Các phương trình như (5-20) được gọi là phương trình cân bằng các nhóm hay phương trình thành phần. Một phương trình như thế được giải cho mỗi nhóm của các nhóm có mặt trong hệ.

Các phương trình (5-19) và (5-20) có thể được đơn giản hơn bằng cách giả thiết $\nabla . J_\alpha^i = 0$, trong trường hợp của các nhóm duy trì một front làm ẩm sắc nhọn và không được vận chuyển bằng cách không bình lưu như phân tán và khuếch tán. Giả thiết là định luật Darcy là quan hệ cơ bản có giá trị, V_α có thể được triển khai trong phương trình (5-19) và đưa ra nhóm các phương trình cho pha nước, NAPL và khí có thể biểu thị cho một hoá chất nhóm đơn như sau:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho_w n S_w \omega_w) = \nabla \frac{k \rho_w k_{rw}}{\mu_w}(\nabla . p_w - \rho_w g \nabla . D_w) + A_w + B_w \quad (5\text{-}22a)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho_n n S_n \omega_n) = \nabla \frac{k\rho_n k_{rn}}{\mu_n}(\nabla.p_n - \rho_n g \nabla.D_n) + A_n + B_n \quad (5\text{-}22b)$$

và $$\frac{\partial}{\partial t}(\rho_a n S_a \omega_a) = \nabla \frac{k\rho_a k_{ra}}{\mu_a}(\nabla.p_a - \rho_a g \nabla.D_a) + A_a + B_a \quad (5\text{-}22c)$$

Trong đó:

Các chữ viết dưới ω, n, a chỉ pha nước, NAPL và khí tương ứng;

D_a - chiều cao cao trình của pha α;

p_α - chiều cao áp lực của pha α và tất cả các thuật ngữ khác đã được định nghĩa ở trên.

Lời giải các phương trình (5-22) gồm 18 biến: ρ_w, ρ_n, ρ_a, S_w, S_n, S_a, k_{rw}, k_{rn}, k_{ra}, μ_w, μ_n, μ_a, ω_w, ω_n, ω_a, p_w, p_n và p_a. Do vậy ngoài ba phương trình trên, cần 15 phương trình thêm để cho lời giải hoàn chỉnh của bài toán. Các phương trình này có thể nhận được như sau:

1. Các mật độ (ρ_w, ρ_n, ρ_a) và các độ nhớt (μ_w, μ_n, μ_a) có thể biểu thị là các hàm số của áp lực (p_w, p_n, p_a), để cho 6 phương trình.

2. Độ bão hoà hiệu quả (S_w, S_n, S_a) có thể biểu thị như là các hàm số của áp lực (p_w, p_n, p_a) để cho 3 phương trình.

3. Hệ số thấm tương đối (k_{rw}, k_{rn}, k_{ra}) có thể biểu thị là hàm số của độ bão hoà hiệu quả, để cho 3 phương trình.

4. Các phần khối lượng của các nhóm trong toàn bộ các pha có thể giả thiết tại cân bằng cục bộ, nó ám chỉ là các quy mô thời gian mà các pha ở cạnh bên như thế đạt cân bằng nhiệt động. Điều này sẽ cho hai biểu thức ở dạng:

$$\omega_\alpha = K^{\alpha\beta}\omega_\beta \quad (5\text{-}23)$$

Trong đó: $K^{\alpha\beta}$ - hệ số phân chia các nhóm giữa các pha α và β. Các hệ số này là các hàm của thành phần pha và áp lực, và có thể xác định theo các hằng số của định luật Henry và định luật Raoult. Do vậy hai phương trình có dạng (5-23) cùng với $\Sigma_\alpha\omega_\alpha = 1$ sẽ cho tổng cộng ba phương trình.

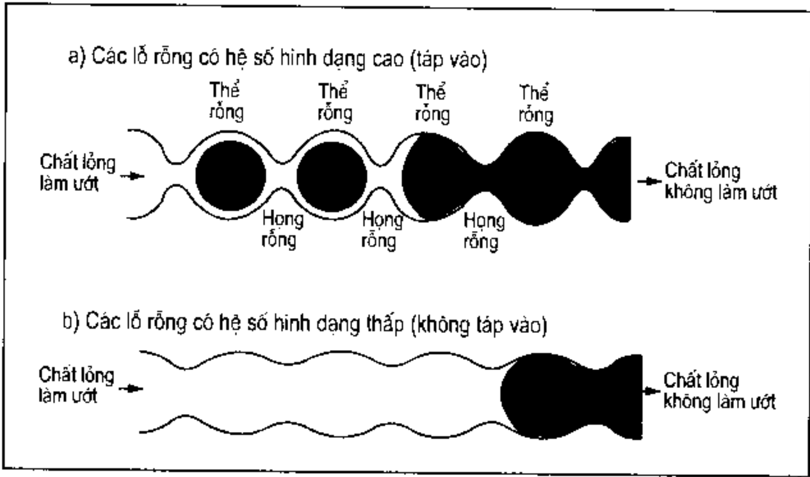
Ghi nhớ là trong phương trình (5-22) bỏ qua pha đất. Đất được giả thiết không ép co và độ rỗng là hằng số. Sự đơn giản hơn nữa hệ các phương trình trên là có thể khi pha hơi duy trì ở áp lực khí quyển, trong trường hợp này phương trình (5-22c) có thể biến đổi sang dạng đơn giản hơn.

5.6. SỰ HUY ĐỘNG NAPLs DƯ

Khi mô hình sự vận chuyển NAPLs trong mục 5.5, chúng ta bỏ qua pha NAPLs không liên tục/dư. Điều này có thể là đúng do lượng NAPLs dư tương đối bất động. Tuy nhiên, trong hoạt động xử lí lượng NAPLs dư thường có số lượng tương đối lớn và sự

huy động và phục hồi là quan trọng. Không giống sự loại bỏ sản phẩm tự do, các hạch lưu giữ dư khó huy động. Nghiên cứu về sự huy động các hạch NAPL đầu tiên tiến hành trong môn học kĩ thuật dầu mỏ trong nội dung cải tiến thêm sự phục hồi từ các bể chứa dầu ở dưới đất. Các nguyên lí phát triển trong môn học này sau này được chấp nhận trong kĩ thuật môi trường ở phạm vi xử lí ở dưới đất. Do tầm quan trọng về xử lí ở hiện trường, gần đây một số nỗ lực nghiên cứu đã tập trung vào cơ cấu lưu giữ và sự huy động các hạch.

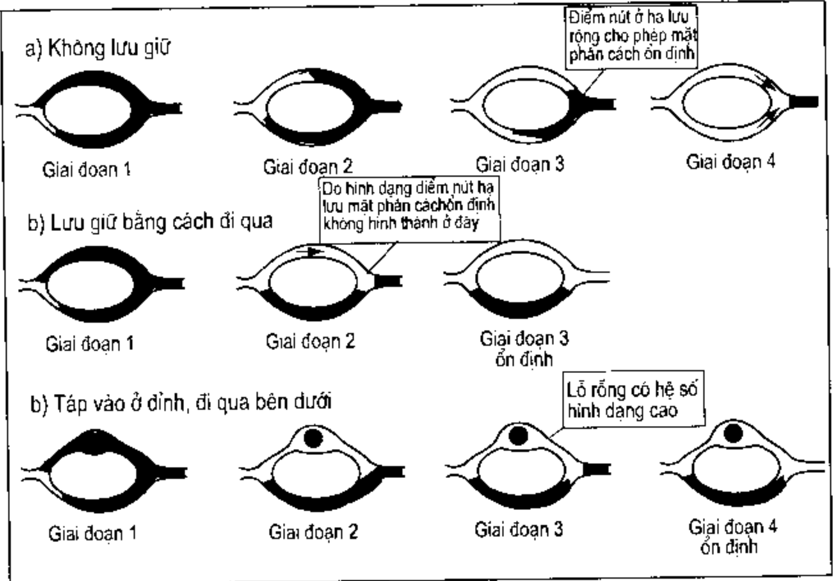
Sự lưu giữ các hạch là một hiện tượng có quy mô lỗ rỗng, do vậy sự hiểu biết về sự vận chuyển của chúng phải bắt đầu từ quy mô rỗng. Mặc dù một số lưu giữ kiểu hạch đã được biết, đối với hệ đất - nước - NAPL hai kiểu được thừa nhận rộng rãi là: đi dọc và đi vòng (Chatzis et al., 1983) xảy ra khi NAPL được thay thế bởi nước từ thể rỗng vào trong họng rỗng xảy ra (hình 5.15). Nước chuyển động dọc thành lỗ rỗng, ở đây nó thay thế NAPL và đạt tới cuối thể rỗng trước khi NAPL có thể đi ra. Khi nước bắt đầu vào họng rỗng, NAPL "táp vào" và giữ trong lỗ rỗng như là một hạch được lưu giữ. Như thấy trong hình 5.15a, kiểu lưu giữ này giống các trường hợp ở đây hệ số hình dạng (tỉ số kích thước vật thể rỗng với kích thước họng rỗng) là cao. Khi tỉ số hình dạng nhỏ, có khả năng thay thế hoàn toàn NAPL như thấy ở hình 5.15b. Có triển vọng sự táp vào cũng phụ thuộc vào khả năng làm ẩm của hai chất lỏng. Sự táp vào diễn ra trong hệ, nơi môi trường bị ẩm do nước. Nếu chúng ướt ở khoảng giữa ($\theta = 90^o$), có thể không xảy ra.



Hình 5.15: *Ảnh hưởng của hệ số hình dạng đến sự lưu giữ NAPL trong một ống có đường kính không đều (Chatzis et al., 1983)*

Mặt khác, đi vòng xảy ra khi NAPL được nước thay thế trong một cấu trúc lỗ rỗng phức tạp và được mô tả bằng cách dùng một mô hình lỗ rỗng cặp đôi (Chatzis et al., 1983). Như thấy trong hình 5.16a, mô hình lỗ rỗng cặp đôi được hình dung như hai cánh tay của một lỗ rỗng. Đi vòng không xảy ra khi hai cánh tay có dạng hình học tương tự.

Tuy nhiên, như thấy trong hình 5.16b khi cục bướu hạ lưu của cánh tay phía trên nhỏ hơn ở cánh tay bên dưới, sự tiến của nước sẽ đi vòng NAPL ở cánh tay dưới. Lực mao dẫn lớn hơn liên quan với bước này sẽ không cho phép mặt phân cách ổn định của hai chất lỏng hình thành ở đây. Sự đi vòng như thế có thể xảy ra ở các quy mô lớn hơn mở rộng trên nhiều vật thể rỗng và các hạch có dạng phức tạp có thể tạo ra. Cuối cùng, các kiểu đi dọc và đi vòng có thể cùng xảy ra, như thấy ở hình 5.16c tạo ra các hạch có kích cỡ và hình dạng khác nhau. Kích cỡ của hạch riêng biệt có phạm vi từ một hay hai dường kính lỗ rỗng đến hàng ngàn đường kính lỗ rỗng. Số lượng hạch tạo ra có thể giả thiết có vài dạng khác nhau ngay cả trong môi trường lỗ rỗng đồng nhất.



Hình 5.16: *Nhận thức cơ cấu lưu giữ NAPL bằng mô hình lỗ rỗng cặp đôi (Chatzis et, al., 1983)*

Một khi bị chia tách, hạch NAPL có thể huy động chỉ khi các lực nhớt có thể tạo ra lực thuỷ động để ép hạch khỏi thể rỗng qua họng rỗng. Lực nhớt phải thích hợp về độ lớn để NAPL được nước thay thế tại thượng lưu hay cuối. Độ chênh áp lực cần để huy động hạch tỉ lệ với độ chênh áp lực mao dẫn tại hai đầu này. Ghi nhớ là, ngoài lực nhớt, độ chênh mật độ giữa hai chất lỏng cũng có thể ảnh hưởng sự huy động. Điều này có thể quan trọng trong trường hợp LNAPLs, ở nơi các giọt nước sẽ nổi trên mặt và có xu hướng dâng thẳng đứng vì thế giúp cho sự huy động hướng lên.

Do vậy sự huy động các hạch giam giữ phụ thuộc vào một số biến bao gồm: 1) Hình dạng mạng lỗ rỗng; 2) Lực căng của các mặt các chất lỏng, 3) Độ chênh mật độ giữa hai chất lỏng; 4) Khả năng làm ẩm của môi trường bởi hai chất lỏng, và 5) Gradien pha nước tác dụng và hướng của nó với trọng lực. Với các hệ đất - NAPL - nước, ba thông số được kết hợp thích hợp thành hai số không thứ nguyên: số mao dẫn N_c - tỉ số các lực

nhớt với các lực mao dẫn; và số kết dính N_b - tỉ số lực trọng lực với các lực mao dẫn. Ba dạng khác nhau về số mao dẫn Nc được dùng là:

$$N_c^1 = \frac{V_w \mu_w}{\sigma_{nw}}$$ (Melrose và Brandner, 1974); Morrow và Songkran, 1981) (5-24a)

$$N_c^2 = \frac{K\nabla P}{\sigma_{nw}}$$ (Ojeda et al, 1953; Larson et al, 1981) (5-24b)

$$N_c^3 = \frac{KJ\mu_w}{\sigma_{nw}}$$ (Wilson và Conrad, 1984; Wilson et al, 1990) (5-24c)

Trong đó: Các chữ viết dưới dùng để chỉ kiểu của số mao dẫn;

K - độ dẫn thuỷ lực bão hoà nước của đất (L/T);

∇P - gradien áp lực pha nước được biểu thị bằng (F/L^3);

J - gradien thuỷ lực trong pha nước (bao gồm trọng lực) còn tất cả thuật ngữ khác đã được định nghĩa.

Tất cả các dạng này là tương đương nhau, có tử số biểu thị số đo lực nhớt và mẫu số biểu thị lực mao dẫn. Số kết dính N_b cũng được dùng ở hai dạng khác nhau (Morrow và Songkran, 1981):

$$N_b^1 = \frac{\Delta\rho g R^2}{\sigma_{nw}} \quad (5\text{-}25a)$$

$$N_b^2 = \frac{\Delta\rho g k}{\sigma_{nw}} \quad (5\text{-}25b)$$

Trong đó: $\Delta\rho$ - độ chênh mật độ giữa nước và NAPL;

g - gia tốc trọng trường;

R - bán kính hạt đại diện trong đất.

Rõ ràng, hệ số thấm thực của đất liên hệ với kích cỡ hạt, do vậy hai phương trình bản chất là tương đương. Trong các đóng gói ngẫu nhiên các hình cầu đồng đều, quan hệ giữa R và k được biểu thị bằng (Morrow và Songkran, 1981):

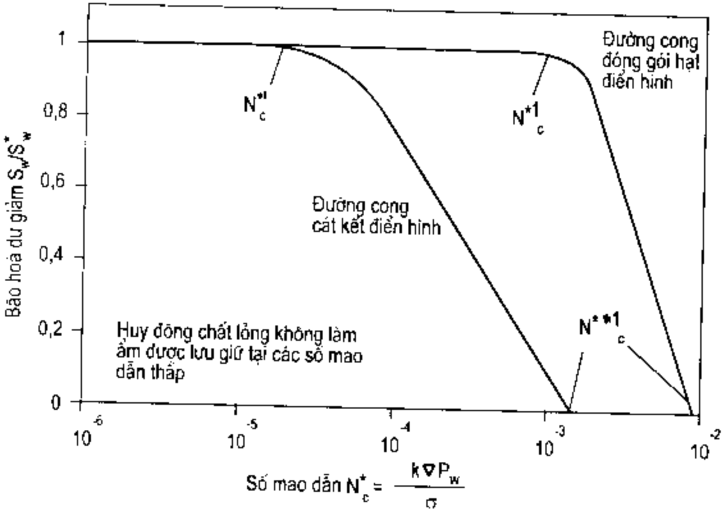
$$k = 0{,}00317R^2 \quad (5.26)$$

khi thay vào phương trình (5-25), cho ta

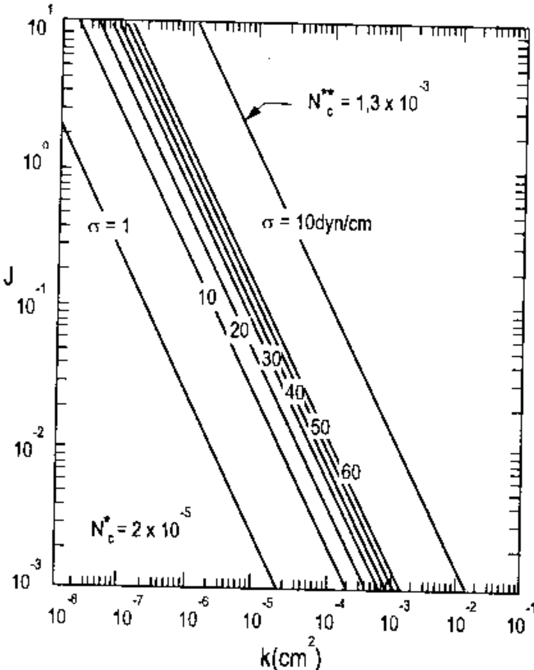
$$N_b^2 = 0{,}00317N_b^1 \quad (5\text{-}27)$$

Hầu hết nghiên cứu về sự huy động hạch NAPL được tiến hành nhằm hiệu chỉnh sự huy động bằng số mao dẫn. Mặc dù độ chênh mật độ ảnh hưởng sự huy động, ảnh hưởng của các lực này thường được coi là không đáng kể so với các lực nhớt. Các đường cong độ bão hoà đối với số mao dẫn điển hình cho các hạt kính và cát kết có chứa hạch NAPL

được thấy trong hình 5.17. Trục y biểu thị độ bão hoà dư biến đổi như là một tỉ số của độ bão hoà dư tại một số mao dẫn đã cho với độ bão hoà dư ban đầu. Như thấy trong hình 5.17, số mao dẫn tối thiểu (thể hiện là N_c^*) đòi hỏi sự huy động hạch ban đầu từ trạng thái ban đầu. Độ lớn của nó là 2×10^{-5} cho đường cong cát kết và vào khoảng 1×10^{-3} cho sự đóng gói các hạt. N_c^{**} biểu thị số mao dẫn cần để huy động toàn bộ các hạch lưu giữ, $N_c^{**} = 1,3 \times 10^{-3}$ cho cát kết và 9×10^{-3} cho các hạt đóng gói. Nhằm đạt các số mao dẫn này, gradien áp lực pha nước phải tăng cho hệ đất - nước - NAPL đã cho.

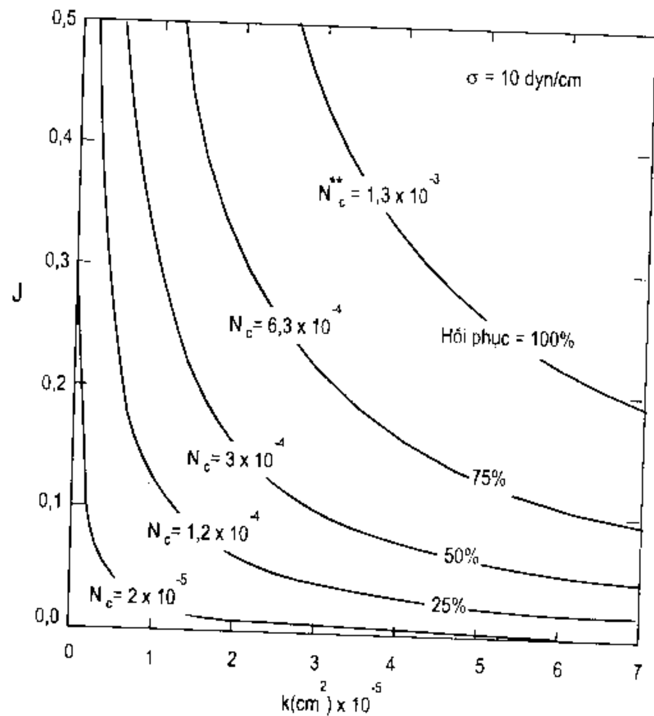


Hình 5.17: Độ bão hòa dư đối với số mao dẫn cho cát kết và hạt thủy tinh (Wilssontet al., 1990)



***Hình 5.18:** Gradien thuỷ lực cần để huy động giọt ban đầu trong môi trường rỗng có hệ số thấm khác nhau, cho các chất lỏng hữu cơ có sức căng giữa các mặt khác nhau (Wilson et al., 1990)*

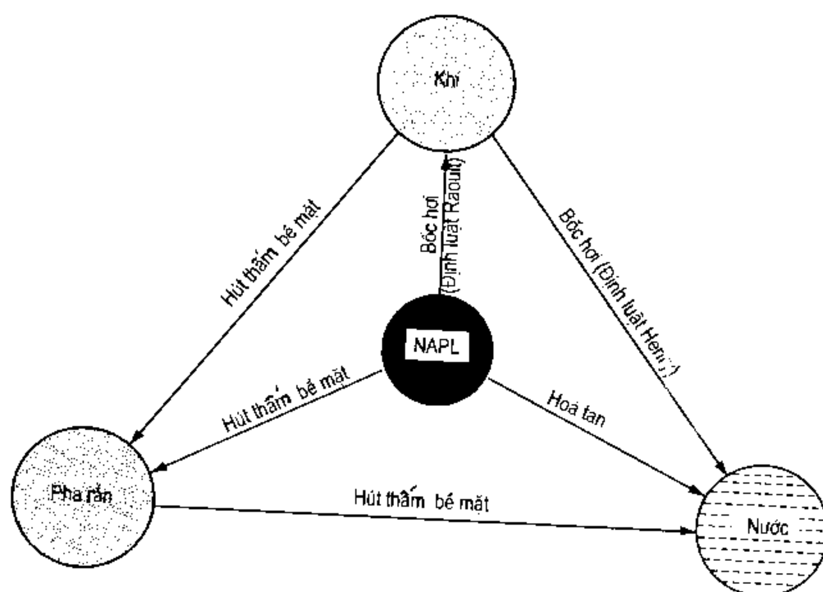
Các số liệu từ hình 5.17 có thể vẽ lại như hình 5.18 để hiểu tốt hơn về phạm vi gradien thuỷ lực cần để huy động hạch NAPL trong hệ đất - NAPL - nước. Rõ ràng, với NAPLs có sức căng giữa các mặt nhỏ hơn để đạt N_c^{**} thì cần gradien thủy lực thấp hơn. Như là một ví dụ, ta xem xét gradien cần để huy động ban đầu hạch NAPL với sức căng giữa các mặt là 10 dyn/cm. Nếu môi trường rỗng là sỏi nhỏ với $k = 10^{-5}cm^2$, thì cần gradien $J = 10^{-2}$. Để rời bỏ toàn bộ hạch khỏi hệ thống thì cần gra dien vào khoảng 0,6 (đường trên cùng trong hình 5.18). Hình 5.19 cho thấy phần trăm hồi phục như là một hàm của hệ số thấm thực và gradien cho NAPL có σ_{nw} = 10 dyn/cm. Từ hình 5.18 và 5.19, rõ ràng là gradien cần để huy động hạch tăng khá dốc khi sức căng giữa các mặt tăng lên hay hệ số thấm thực giảm. Dĩ nhiên đó là hậu quả trực tiếp của nguyên lí mao dẫn.



Hình 5.19: Hồi phục độ bão hoà dư như là một hàm của hệ số thấm và gradien thuỷ lực cho sức căng giữa các mặt bằng 10 dyn/cm (Wilson, et al., 1990)

Phổ biến gradien cần để huy động các hạch dư là không thực tế để đạt được trong thực tiễn. Loại trừ sỏi và một số đất hạt thô, sự huy động hạch có thể không hi vọng diễn ra chỉ riêng do lực nhớt. Ví dụ như Wilson và Conrad (1984) đã tính toán là với sỏi nhỏ có $k = 10^{-5}cm^2$ thì cần gradien bằng 0,1 cho hạch PCE để khởi đầu (mật độ = 1,62 g/cm^3 và σ_{nw} = 47,5 dyn/cm). Để huy động toàn bộ các hạch thì gradien cần là 4,75. So với cát hạt trung có $k = 10^{-7}cm^2$ thì gradien cần khởi đầu sự huy động các hạch PCE sẽ là 10. Để loại bỏ toàn bộ các hạch PCE dư trong cát hạt trung. Gradien cần nhảy cao tới 475, một gradien không thực tế đạt được tại vị trí xử lí. Dựa trên điều này, có thể kết luận là bản thân các lực nhớt không có thể huy động các hạch ở hiện trường, đặc biệt trong các hệ có hệ số thấm thấp và/hoặc lực căng giữa các mặt cao. Một biện pháp chọn

lựa là tăng số mao dẫn bằng cách giảm sức căng giữa các mặt. Các thuốc tẩy sạch, được hiểu như là các chất có hoạt tính bề mặt, có thể hoàn thành điều này trong phạm vi nào đó. Sự phát triển các phương pháp đổi mới để làm sạch khu vực bị ô nhiễm bởi các hạch NAPL dư là một lĩnh vực nghiên cứu mạnh mẽ hiện nay.



Hình 5.20: *Các quá trình lan truyền khối liên quan sự tham gia của NAPLs vào trong các pha rắn, nước và khí*

5.7. CÁC QUÁ TRÌNH LAN TRUYỀN KHỐI

Thuật ngữ nguồn trũng trong phương trình chỉ đạo cho sự vận chuyển NAPLs [phương trình (5-19)] xuất hiện là một số quá trình lan truyền khối diễn ra đồng thời trong toàn bộ các pha có liên quan. Như thấy ở trong hình 5.20, các quá trình chính thích hợp cho NAPLs là hoà tan, hút thấm bề mặt và bốc hơi. Trong số này, quá trình hoà tan xứng đáng được đề cập thêm trong nội dung của NAPLs. Nó khống chế sự chuyển động của NAPLs tới phạm vi lớn. Ví dụ, dung môi được xử lí bằng clo chỉ hoà tan ít trong nước, xâm nhập sâu vào tầng chứa nước và duy trì như là một pha không có thể trộn lẫn gây ra một số phản ứng trong pha nước. Mặt khác các hợp chất như axetôn do độ hoà tan tương đối cao trong nước, hoà tan rất nhanh và tham gia vào các phản ứng hoá học và sinh học diễn ra trong các pha nước và khí. Kết quả là, các hợp chất này có thể không di chuyển tới độ sâu lớn. Ngoài ra, khi NAPL di chuyển qua đới không bão hoà (xem hình 5.9), nước thấm có thể hoà tan một số thành phần và mang chúng xuống mực nước ngầm. Nước có các nhóm NAPL hoà tan có thể có các tính chất khác nhau về khả năng ẩm và sức căng giữa các mặt, vì thế biến đổi quá trình thu nhận sản phẩm NAPL. Dĩ nhiên các khía cạnh chủ chốt ở nơi sự hoà tan trở thành một quá trình quan

trọng trong khi đánh giá tuổi thọ của các vũng NAPL và các hạch dư được lưu giữ trong đới bão hoà. Sự hoà tan của các vũng và các hạch là chức năng triệt để của vận tốc pha nước. Coi thời gian hoà tan của TCE lưu giữ tại độ bão hoà dư là 20% trong đất có độ rỗng 35%, Palmer và Johnson (1989) đánh giá là cần 15,4 năm để các hạch hoà tan trong $1m^3$ đất khi chịu tốc độ chảy liên tục là 1,7 cm/ngày. NAPLs với độ hoà tan thấp hơn TCE sẽ cần thời gian dài hơn, thường lên tới vài thập niên.

Độ hoà tan của các nhóm NAPL trong nước khống chế phạm vi lớn tốc độ hoà tan vũng và các hạch theo thời gian. Như thấy trong các bảng 5.1 và 5.2, độ hoà tan của NAPls biến đổi lớn. Đối với NAPLs là hỗn hợp của vài nhóm, thường dùng độ hoà tan hiệu quả. Nó được định nghĩa là độ hoà tan trong nước của một thành phần hữu cơ trong cân bằng hoá học với hỗn hợp NAPL bao gồm, một vài thành phần hữu cơ như thế. Nó có thể được đánh giá như là tích của phần mole của thành phần hữu cơ trong hỗn hợp NAPL và độ hoà tan pha tinh khiết của nó.

Ngoài độ hoà tan của NAPL trong nước, sự hoà tan từ NAPLs được lưu giữ ở dạng hạch được khống chế bởi độ rỗng của môi trường, kích cỡ và hình dạng các hạch và vận tốc pha nước. Một số dẫn xuất toán học tồn tại liên hệ dòng thấm từ hạt hình cầu được hoà tan cho tất cả các thông số này. Nói chung, dòng hoà tan J_d được biểu hiện bằng:

$$J_d = m(C_s - C_a) \tag{5-28}$$

Trong đó: m - hệ số lan truyền khối;

C_s - độ hoà tan của NAPL trong nước;

C_a - nồng độ trung bình trong pha nước ở lân cận hạt hoà tan.

Độ chênh nồng độ $C_s - C_a$ là lực truyền động cho dòng hoà tan. Hệ số lan truyền khối m cho các hạch được lí tưởng hoá như là các khối cầu (Wilson và Geankopolis, 1966) được biểu thị theo:

$$m = 1,09\frac{V_w}{n}\left(\frac{V_w a_n}{D}\right)^{-2/3} \tag{5-29}$$

Trong đó: V_w - vận tốc pha nước;

n - độ rỗng;

a_n - đường kính hạch đang hoà tan;

D - độ khuếch tán phân tử của NAPL trong nước.

Số Peclet $P_e = V_w a_n/D$ là số không thứ nguyên trong phương trình (5-29) chi phối hệ số lan truyền khối. Với các số không thứ nguyên đã cho, có dạng các phương trình khác cho hệ số lan truyền khối. Một phương trình như thế, liên hệ hệ số lan truyền khối với các số Sherwood, Reynolds và Schmidt được Miller et al. (1990) đề nghị:

$$Sh = \beta_o\, Re^{\beta_1}\, 0_n^{\beta_2} Sc^{1/2} \tag{5-30}$$

Trong đó:

$\beta_0 = 12 \pm 2$; $\beta_1 = 0,75 \pm 0,08$; $\beta_2 = 0,6 \pm 0,21$;

θ_n - phần thể tích của NAPL;

Sh, Re và S_c là các số tương ứng Sherwood, Reynolds và Schmidt, được định nghĩa bằng:

$$Sh = \frac{m a_p^2}{D} \tag{5-31}$$

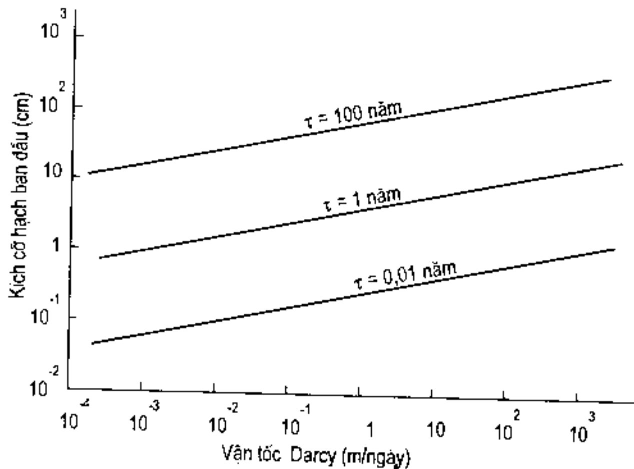
$$Re = \frac{v_w \rho_w a_p}{\mu_w} \tag{5-32}$$

và

$$Sc = \frac{\mu_w}{\rho_w D} \tag{5-33}$$

Trong đó: a_p - đường kính hạt của môi trường rỗng;

v_w - vận tốc lỗ rỗng trong bình của pha nước, và tất cả các thuật ngữ khác đã được định nghĩa.



Hình 5.21: *Khoảng thời gian tồn tại của một hạch TCE (Hunt et al., 1988)*

Các biểu thức như (5-29) và (5-30) có thể dùng để hiểu bản chất sự hoà tan từ các hạch và dự đoán khoảng thời gian tồn tại hạch trong một nhóm các điều kiện địa chất thuỷ văn đã cho. Nói chung, sự hoà tan của hạch bắt đầu ở vận tốc ngưỡng, với giá trị cao hơn cho các hạch nhỏ hơn. Một khi vận tốc Darcy vượt giá trị ngưỡng, sự hoà tan của hạch tỉ lệ thuận với vận tốc. Hình 5.21 cho thấy khoảng thời gian tồn tại bằng năm của hạch TCE có các kích cỡ ban đầu khác nhau như là một hàm của vận tốc pha nước được Hunt et al. (1988) dự đoán. Dòng hoà tan được tính theo các phương trình (5-28) và (5-29), nơi giả thiết nồng độ pha nước trung bình C_o là quá nhỏ so với nồng độ hoà tan của NAPL. Các hiểu biết về khoảng thời gian tồn tại của hạch như được

trình bày trong hình 5.21 là hữu ích thì thiết kế các hoạt động xử lí tại các địa điểm ô nhiễm NAPL.

Sự hoà tan NAPLs ở dạng vũng hay bánh kếp đã được nghiên cứu. Hunt et al. (1988) đã đánh giá dòng hoà tan từ các vũng NAPL bằng một phương trình đối lưu - khuếch tán trạng thái ổn định cho sự khuếch tán ngang vào trong môi trường bán vô hạn. Lời giải cho các dòng hoà tan được Johnson và Pankow (1992) sử dụng để đánh giá khoảng thời gian tồn tại của các vũng có chiều dài khác nhau, giả thiết vũng có dạng hình chữ nhật. Khoảng thời gian tồn tại của một vũng chữ nhật duy trì hằng số các kích thước khu vực trong quá trình hoà tan được biểu hiện bằng:

$$\tau_p = 2,43 \times 10^{-5} \rho_n \frac{\sqrt{L_p^3 / DV_w}}{C_s} \quad (5\text{-}34)$$

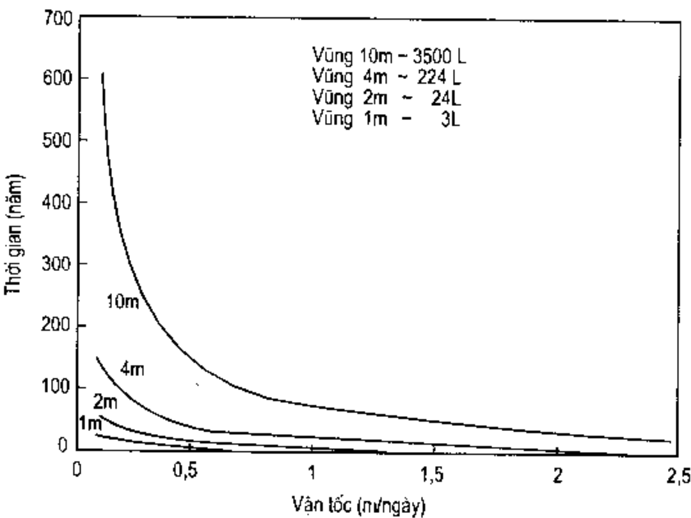
Trong đó:

τ_p - khoảng thời gian tồn tại của vũng, năm;

L_p - chiều dài vũng;

Còn tất cả thuật ngữ khác đã định nghĩa.

Hình 5.22 cho thấy τ_p biến đổi như là một hàm của vận tốc nước ngầm cho các giá trị L_p khác nhau. Coi vận tốc nước ngầm điển hình trong phạm vi 0,1 - 0,3 m/ngày, một vũng dài 4m có thể kéo dài hơn 100 năm. Theo quan điểm xử lí, thời gian hoà tan không có thể giảm nhiều hơn hệ số là 5, ngay cả khi vận tốc nước ngầm cơ bản tăng cao hơn vận tốc tự nhiên.



Hình 5.22: *Thời gian hoà tan vũng đối với vận tốc nước ngầm cho TCE đối với bốn chiều dài vũng khác nhau (Johnson và Pankow, 1992)*

Ngoài quá trình hoà tan, sự hút thấm bề mặt, bốc hơi,thuỷ phân và sinh học cũng đóng vai trò quan trọng trong sự vận chuyển NAPLs. Quá trình hút thấm là một quá trình được nghiên cứu nhiều nhất và các nguyên lí thảo luận trong chương 4 có khả năng áp dụng cho NAPLs. Quá trình bốc hơi có ý nghĩa lớn hơn trong NAPLs so với trường hợp các hoá chất vô cơ. Phụ thuộc vào độ bốc hơi, NAPL có thể tham gia vào pha hơi, sau đó có thể được vận chuyển bởi khuếch tán phân tử tới các phần hiện còn sạch của đất. Khi LNAPL đã để lại phía sau các hạch dư (hình 5 8c), thì bốc hơi trở nên quan trọng hơn do diện tích bề mặt các hạch này tăng lên. Có thể dự đoán sự bốc hơi từ NAPLs theo định luật Henry và định luật Raoult (đã trình bày trong chương 4) để chia tách nước (có chứa NAPLs hoà tan) và khí, giữa NAPL và khí tương ứng. Trong trường hợp hydrocacbon được làm sạch bằng clo thì quá trình thuỷ phân là quan trọng, do chúng không dễ phân rã. Tuy nhiên, quá trình thuỷ phân lại bị khống chế bởi quá trình hoà tan là vì chỉ có phần ngoài của các hạch NAPL là tiếp xúc với nước. Các phân tử hữu cơ bên trong hạch không tham gia phản ứng thuỷ phân. Sự phân huỷ sinh học là một quá trình có ý nghĩa trong trường hợp của LNAPLs như benzen, toluen và xylene có thể phân huỷ bởi các vi khuẩn ưa khí bẩm sinh. Nói chung, sự phân huỷ sinh học tại chỗ của LNAPLs bị giới hạn bởi sự cấp oxi hoà tan. Mặt khác, DNAPLs được biết là chỉ phân huỷ trong các điều kiện không ưa khí hay chống lại sự phân huỷ (Feenstra và Cherry, 1988).

Phần 2

KĨ THUẬT XỬ LÍ HIỆN TRƯỜNG BỊ Ô NHIỄM

Chương 6

XÁC ĐỊNH ĐẶC TRƯNG KHU VỰC VÀ CƠ CẤU PHÓNG THÍCH CHẤT Ô NHIỄM

6.1. CÁC LĨNH VỰC Ô NHIỄM CỦA KHU VỰC

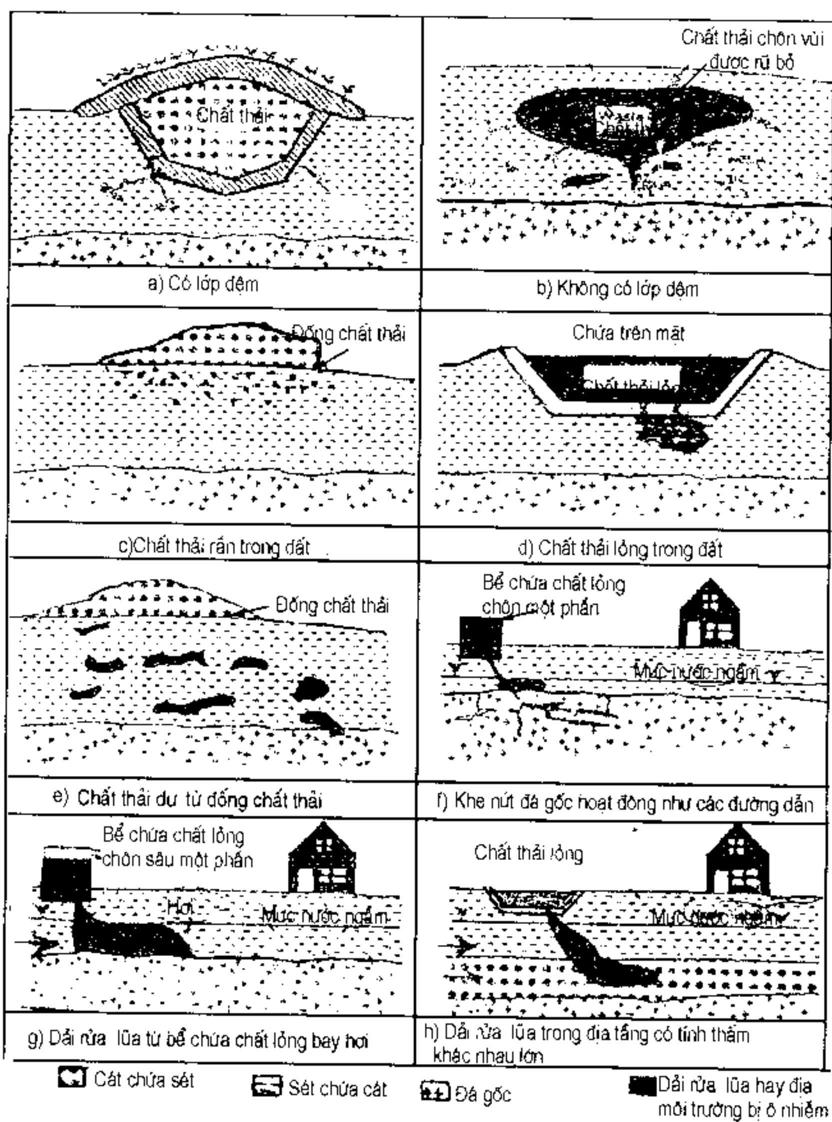
Các sơ đồ xử lí được thiết kế và thực hiện cho các địa điểm bị ô nhiễm thì thay đổi theo hình dạng, đơn vị phóng thích chất ô nhiễm, thuỷ văn khu vực, nguồn ô nhiễm có liên quan với cao trình mặt đất, các đặc trưng địa chất thuỷ văn và địa kĩ thuật của môi trường làm chủ, các đặc trưng hoá học và nồng độ các chất ô nhiễm. Các yếu tố này là các yếu tố quyết định các nguy hại tác động đến sức khoẻ con người và môi trường bởi địa điểm bị ô nhiễm bất kì. Các nguồn chất ô nhiễm phổ biến nhất là:

- Các nơi quản lý chất thải rắn.
- Các nơi xử lí đất.
- Các chuồng trại ở trên mặt đất.
- Các giếng chất thải.
- Các lò thiêu và các công trình công nghiệp hoá
- Bể và các chỗ chứa chất thải.

Một số các trường hợp ô nhiễm khu vực liên quan với các nguồn thống kê ở trên được mô tả trong hình 6.1 và 6.2.

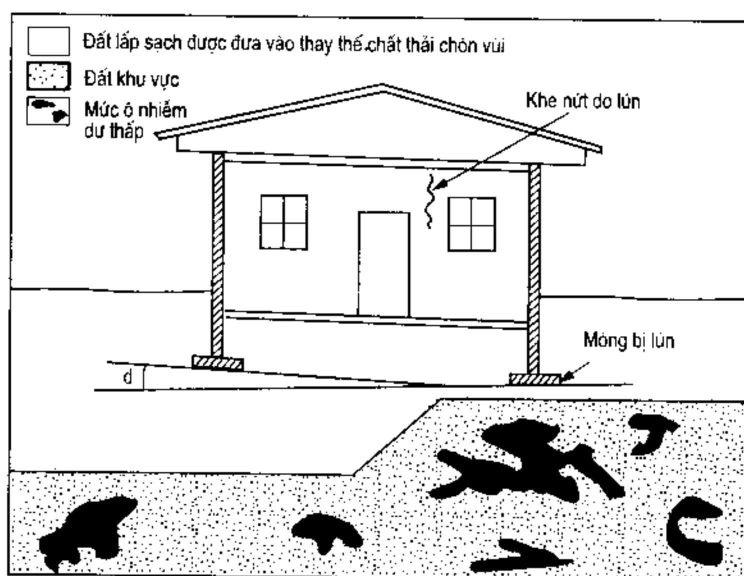
Trong hình 6.1a, bãi chứa rác thải là nguồn các chất ô nhiễm, các chất này đã rò rỉ qua các khe nứt trong lớp đệm vào môi trường xung quanh. Trong hình 6.1b, nguồn là chất thải được chôn vùi, không sử dụng hệ chứa nào. Hậu quả là, các thành phần chất thải đã được di chuyển mà không bị cản trở hay chỉ cản trở chút ít vào đất xung quanh. Hình dạng trong hình 6.1b thể hiện các nguồn có mặt tại các nơi thải tương đối lâu, cách đây trên 30 - 40 năm trong thời gian này, nơi đổ rác thải phổ biến thường ở trong hệ không có lớp lót đáy. Hình 6.1c cho thấy một đống chất thải nằm trực tiếp trên mặt đất

không được bảo vệ. Các hạt chất thải đã di chuyển vào trong đất. Nói chung, có hạt chất thải nhỏ hơn so với cỡ hạt của đất mà nó nằm trên thì khả năng di chuyển của các hạt chất thải vào trong đất cao hơn. Các ví dụ phổ biến về trường hợp này là các kho trữ vật thải khi khai mỏ và các chất ô nhiễm được khai đào, sự chất đống trên mặt đất các sản phẩm phụ công nghiệp. Hình 6.1e mô tả một hoàn cảnh tương tự, nhưng trong trường hợp này chất thải bị hoà tan trong môi trường chất lỏng vận chuyển đến mức các thành phần bị hoà tan có thể rò rỉ xuống dưới và bị các nút đất hạt mịn phân bố ngẫu nhiên trong môi trường địa chất nằm dưới thu hút.



Hình 6.1: Các trường hợp khu vực bị ô nhiễm
(Inyang và Myero, 1993)

Hình 6.1d và 6.1h cho thấy các chỗ chứa trên mặt có lớp lót thường được dùng trong các hoạt động xử lí chất thải lỏng và các địa điểm xử lí bùn. Trong cả hai trường hợp mô tả, các chất ô nhiễm pha lỏng được phóng thích. Trong hình 6.1f, sự di chuyển chất ô nhiễm ra xa địa điểm được tăng cường khi nó vào môi trường có tính thấm tương đối cao ở dưới mực nước ngầm. Chất ô nhiễm lỏng phóng thích từ các bể chứa chôn sâu một phần được mô tả trong các hình 6.1f và 6.1g. Ở loại trước, chất ô nhiễm được lưu giữ trong các khe nứt. Hoàn cảnh này cho một thách đố khó vượt qua đối với hiệu quả của các sơ đồ làm sạch (làm vệ sinh). Trong hình 6.1g, chất lỏng phóng thích ra là bay hơi, vì thế các khí được bốc ra. Hoàn cảnh rò rỉ của bể chứa thì phổ biến tại các nhà máy xử lí hoá chất, các lò sấy và các thiết bị phân phối dầu mỏ. Hình 6.2 mô tả một vị trí đã được cải tạo cho các mục đích xây dựng công trình. Các chất ô nhiễm dư phân bố không đều ở dưới mặt đất. Các vấn đề tranh cãi về sự phục hồi đất như "sự phát triển lại vùng đất mùn" và các kĩ thuật liên quan đã được Land và Van Wachem (1988), Anderson và Hatayama (1988) và Blacklock (1987) trình bày.



Hình 6.2: Phạm vi vùng bị ô nhiễm (Inyang và Myero, 1993)

6.2. XÁC ĐỊNH ĐẶC TRƯNG CỦA VÙNG BỊ Ô NHIỄM

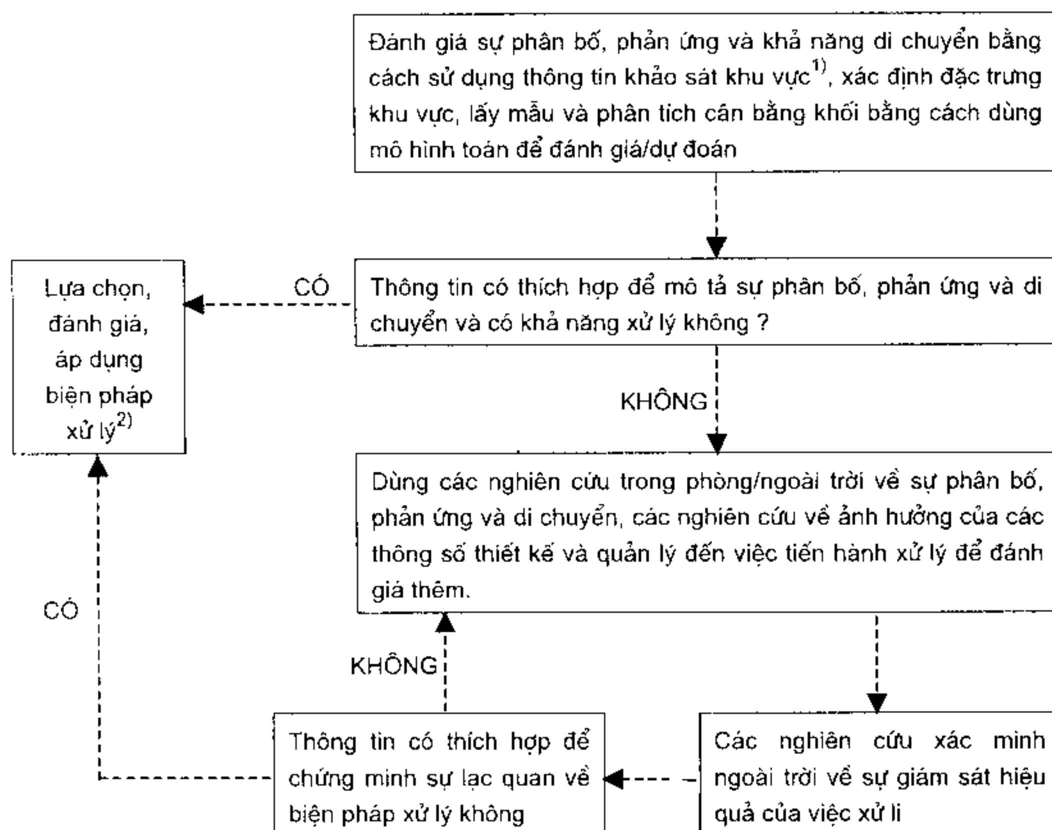
Mục tiêu của việc xác định đặc trưng của vùng thì rất đa dạng. Chúng có thể bao gồm một hay nhiều mục tiêu sau:

- Đánh giá các bối cảnh môi trường/sinh thái học.
- Xác định nồng độ và sự phân bố không gian của các chất ô nhiễm.
- Đánh giá các nguy hại đến sức khoẻ con người và môi trường (bao gồm sự bộc lộ).

- Xác định khả năng xử lý vùng và các kĩ thuật xử lí thích hợp nhất.

Thường còn trả lời một số câu hỏi cơ bản khi sử dụng các số liệu nhận được về đặc trưng của vùng. Thông thường, sự tồn tại riêng các số liệu không tất yếu ám chỉ là các mục tiêu đã được đáp ứng. Cần sử dụng các kĩ thuật phân tích cho các số liệu thu được để tìm ra các câu trả lời cho các nhóm câu hỏi sau đây:

- Các chất ô nhiễm là gì ?
- Chúng được hình thành trong dạng vật lí nào ?
- Nguồn của các chất ô nhiễm là gì ?
- Các chất ô nhiễm ở đâu và ranh giới của chúng ?
- Chúng ổn định hay còn đang di chuyển ?
- Các đường di chuyển nào là quan trọng nhất ?
- Các chất ô nhiễm được tiếp nhận bằng cách nào và ở đâu, so với vị trí của vùng được phóng thích ?



1) Các hoạt động khảo sát tại khu vực bao gồm thu lượm thông tin như quy hoạch khu vực, lịch sử và các báo cáo về quản lý.

2) Xử lý = sinh học + vật lí/hoá học hay lưu giữ

Hình 6.3: *Biểu đồ nhiệm vụ xác định đặc trưng vùng bị ô nhiễm nhằm để xử lý (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1961)*

Để đáp ứng các mục tiêu đã dự định, lời khuyên là cần phát triển một phương pháp hệ thống để tiến hành các khảo sát ở ngoài trời. Với mục tiêu xử lí vị trí thường là tiêu điểm của các hoạt động, một vài phương pháp được giải thích tường tận trình tự của các nhiệm vụ, được minh hoạ bằng ví dụ ở hình 6.3 (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1991), đã được phát triển. Người đọc phải nhớ là sơ đồ trình bày trong hình 6.3 có mục tiêu chủ yếu về các nhiệm vụ xác định đặc trưng vùng và các phân tích thích hợp cần để chọn lựa các kĩ thuật xử lí cho nơi bị ô nhiễm. Sơ đồ sẽ khác nếu mục tiêu là xác định các vị trí có nguy hại lớn nhất ở khu vực.

Một số phạm vi các thông số riêng được phân nhóm ở bảng 6.1, có tác động trực tiếp và mức độ đến khả năng vận chuyển các chất ô nhiễm từ một vùng nguồn. Rosenlerg et al. (1990) lập bảng các phạm vi riêng cho một số đặc trưng địa điểm và chất thải thành loại thấp, trung bình, cao và các định nghĩa tương ứng khác đối với khả năng di chuyển ô nhiễm. Các mô tả định tính được trình bày cho các khả năng di chuyển chất lỏng và khí trong các bảng 6.2 và 6.3 tương ứng.

Bảng 6.1. Phân loại các thông số đặc trưng khu vực cần được thông tin *

Nhóm số liệu	Phương pháp nhận số liệu	
	Trong phòng	Ngoài trời
Lịch sử khu vực và cách sử dụng đất		
Loại và sự thiết kế công trình		
Sự phân bố dân số ở gần khu vực		
Các nguồn nước uống và nước trên mặt có ở gần khu vực		•
Chủ sở hữu hiện nay và trong quá khứ		
Lịch sử phóng thích chất ô nhiễm		•
Các quy phạm áp dụng và lịch sử hình thành quy phạm của khu vực		
Số liệu địa chất và thuỷ văn		
Ở gần các môi trường nhạy cảm		•
Địa hình khu vực		•
Môi trường địa chất của khu vực		
Số liệu mưa		•
Độ sâu nước dưới đất và hướng dòng thấm		•
Bản chất của thực vật		•
Loại đất phủ và đá gốc	•	•

* *Các thông số được đo trực tiếp thì không thể hiện, là những thông số thông tin thường nhận từ các cơ quan thích hợp.*

Bảng 6.1 (tiếp theo)

Nhóm số liệu	Phương pháp nhận số liệu	
	Trong phòng	Ngoài trời
Số liệu địa kĩ thuật		
Mặt cắt địa chất (bề mặt và phân loại)	•	•
Độ dẫn thuỷ lực của các loại đất	•	•
Độ phân tán của đất	•	•
Các thông số độ bền của đất	•	•
Thành phần hoá học của đất	•	•
Số liệu về chất thải		
Số liệu giám sát nước	•	•
Kích thước và hình dạng vùng bị ô nhiễm	•	•
Loại và nồng độ các chất ô nhiễm	•	
Các tính chất vật lí và hoá học (độ nhớt, độ hoà tan, trọng lượng riêng, độ bay hơi...)		
Các hệ số phân chia	•	
Các đánh giá độc hại (độ độc, độ cháy, độ bền)	•	

Bảng 6.2. Dãy các số liệu và các ảnh hưởng chung đến sự di chuyển chất ô nhiễm lỏng từ vùng bị ô nhiễm (theo Rosenberg et al., 1990)

Yếu tố	Đơn vị	Khả năng di chuyển tăng →		
Các thông số đặc trưng phóng thích				
Thời gian kể từ lần phóng thích trước	Tháng	Dài (> 12)	Trung bình (1 - 12)	Ngắn (< 1)
Các thông số đặc trưng khu vực				
Độ dẫn thuỷ lực	cm/s	Thấp (< 10^{-6})	Trung bình (10^{-5} - 10^{-3})	Cao (> 30)
Độ rỗng của đất	%	Thấp (< 19)	Trung bình (10 - 30)	Cao (> 30)
Diện tích bề mặt đất	cm^2/g	Cao (> 50)	Trung bình (5 - 50)	Thấp (< 5)
Lượng chất ô nhiễm lỏng	%	Thấp (< 10)	Trung bình (10 - 30)	Cao (> 30)
Nhiệt độ đất	^oC	Thấp (< 10)	Trung bình (10 - 20)	Cao (> 20)

Bảng 6.2 (tiếp theo)

Yếu tố	Đơn vị	Khả năng di chuyển tăng →		
Các khe nứt đá	-	Không có	-	Có mặt
Độ ẩm*	%	Cao (> 30)	Trung bình (10 - 30)	Thấp (< 10)
Các thông số đặc trưng chất ô nhiễm				
Độ nhớt chất lỏng	CP	Cao (> 20)	Trung bình (2 - 20)	Thấp (< 2)
Mật độ chất lỏng	g/cm^3	Thấp (< 1)	Trung bình (1 - 2)	Cao (> 2)

** Số liệu này còn đang tranh cãi.*

Bảng 6.3. Phạm vi các số liệu và các ảnh hưởng chung đến sự di chuyển khí từ vùng bị ô nhiễm (theo Rosenberg et al., 1990)

Yếu tố	Đơn vị	Khả năng di chuyển tăng →		
Các thông số đặc trưng khu vực				
Độ rỗng chứa đầy khí	%	Thấp (< 10)	Trung bình (10 - 30)	Cao (> 30)
Độ rỗng tổng	%	Thấp (< 10)	Trung bình (10 - 30)	Cao (> 30)
Độ ẩm	%	Cao (> 30)	Trung bình (10 - 30)	Thấp (< 10)
Độ sâu dưới mặt đất	m	Sâu (> 10)	Trung bình (2 - 10)	Nông (< 2)
Các thông số đặc trưng chất ô nhiễm				
Mật độ chất lỏng	g/cm^3	Thấp (< 50)	Trung bình (50 - 500)	Cao (> 500)

6.2.1. Các kĩ thuật xác định đặc trưng

Các kĩ thuật xác định đặc trưng vị trí (địa điểm) biến đổi theo mức độ chi tiết yêu cầu về bản chất ô nhiễm tại khu vực. Nói chung, một kĩ thuật đơn độc không đáp ứng cho tất cả chất ô nhiễm toàn bộ môi trường. Các dạng môi trường cơ bản được khảo sát tại khu vực là:

- Địa môi trường trên mặt đất và dưới đất;
- Nước dưới đất;

- Bụi;

- Nước trên mặt.

Cảm biến hoá học và các kĩ thuật địa vật lí đang được sử dụng ngày càng nhiều để phác hoạ môi trường bị ô nhiễm mà không cần lấy mẫu. Trong mục này ta sẽ trình bày các kĩ thuật phác hoạ vùng bị ô nhiễm bằng cách lấy mẫu đất, lấy mẫu nước dưới đất và kĩ thuật cảm biến.

Địa tầng vùng bị ô nhiễm là sự sắp xếp các lớp đất đá khác nhau trong khu vực. Nó đóng vai trò quan trọng đến tốc độ và hướng di chuyển chất ô nhiễm. Thường lấy mẫu đất thuận tiện ở phía trên mực nước ngầm để phân tích. Các phân tích điển hình bao gồm giá trị nồng độ chất ô nhiễm và các thí nghiệm địa kĩ thuật xác định các đặc trưng liên quan dòng thấm như phân bố cỡ hạt, độ dẫn thuỷ lực và độ nứt nẻ. Để xác định đặc trưng khu vực, có thể dùng một số kĩ thuật địa vật lí trên mặt và trong hố khoan như được tóm tắt trong các bảng tương ứng 6.4 và 6.5. Sau đây trình bày sơ lược các nguyên lý của một số kĩ thuật này.

Máy rada xuyên đất

Rada xuyên đất (GPR - ground penetrating radar) dùng sóng điện từ để xâm nhập đất và phác hoạ các khác nhau về độ ẩm, cấu trúc đất và mật độ đất. Thường dùng tần số sóng có phạm vi từ 80 đến 1000MHz (băng rộng). Khi tiếp xúc với vật liệu có tính chất khác nhau, một phần năng lượng sóng được phản lại tới anten đặt trên mặt đất còn phần còn lại đi sâu vào trong đất, ở đây nó được phản xạ tại các chỗ tiếp xúc các lớp có tính chất khác nhau. Như mô tả trong hình 6.4, xung động điện từ phản xạ được máy ghi tiếp nhận và chuyển thành đồ thị độ lớn xung động với thời gian truyền sóng. Thời gian truyền sóng thường vào khoảng 10^{-9}s.

Độ sâu của lớp phản xạ ở dưới mặt đất được tính theo:

$$d = \frac{tv}{2} \qquad (6\text{-}1)$$

Trong đó: d - độ sâu đến vật phản xạ (L);

t - thời gian truyền sóng theo cả hai hướng (T);

v - tốc độ sóng (L/T).

Khi coi là:

$$v = \frac{C}{\varepsilon^{0,5}} \qquad (6\text{-}2)$$

Trong đó: C - tốc độ ánh sáng trong chân không (L./T);

ε - độ dẫn chất điện môi của môi trường vận chuyển (nhỏ hơn đơn vị)

Nên:

$$d = \frac{tC}{2\varepsilon^{0,5}} \qquad (6\text{-}3)$$

Bảng 6.4. Các kĩ thuật địa vật lí trên mặt chính và các áp dụng

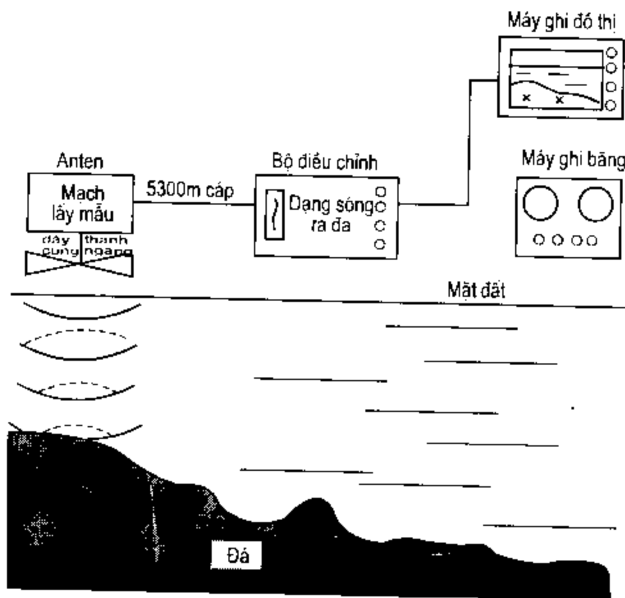
Phương pháp khảo sát địa vật lí trên mặt	Các áp dụng	Các ưu điểm	Các giới hạn
Khúc xạ và phản xạ chấn động Xác định các biến đổi địa tầng ở dưới đất	Đánh giá nguồn nước ngầm Mặt cắt địa kĩ thuật Mặt cắt địa tầng bao gồm các lớp ở trên đá gốc	Truy nhập tương đối dễ dàng Độ sâu xâm nhập phụ thuộc nguồn chấn động Tiếp nhận thông tin vùng nhanh	Sự phân tích có thể mơ hồ trong dãy liên tục các lớp Khả năng cảm nhận tiếng ồn do sự phát triển đô thị Khó xuyên trong thời tiết lạnh (phụ thuộc vào thiết bị) Vận hành hạn chế khi mưa.
Điện trở Phác thảo các tương phản sức kháng dưới đất do thạch học, nước dưới đất và các biến đổi về chất lượng nước ngầm	Độ sâu tới mực nước ngầm Mặt cắt địa tầng Đánh giá nguồn nước dưới đất Nghiên cứu nước dưới đất bị ô nhiễm mạnh có nồng độ ion cao	Tiếp nhận thông tin vùng nhanh Độ sâu khảo sát có thể lớn (120 - 240m) Linh động cao Các kết quả là gần đúng ở hiện trường	Khả năng cảm nhận sự nhiễm điện tự nhiên và nhân tạo Sử dụng giới hạn khi mưa Ích lợi giới hạn trong vùng đô thị Làm sáng tỏ sự phân lớp Khó đánh giá sự không đồng nhất theo phía bên
Rada xuyên đất Cho mặt cắt nhìn thấy liên tục các đối tượng công trình và địa tầng gần mặt đất	Định vị trí các vật bị chôn vùi Phác thảo cấu trúc đá gốc ở dưới sâu Phác thảo các khe nứt cactơ Phác thảo tính toàn vẹn vật lí của các công trình đất do người xây dựng	Tiếp nhận thông tin vùng lớn Sự phân tích theo chiều thẳng đứng cao trong lãnh thổ thích hợp Bức tranh số liệu nhìn thấy rõ	Chiều sâu khảo sát giới hạn (1m hay nông hơn trong đất phân lớp, ẩm; tới 25m trong đất cát khô) Truy nhập giới hạn do thiết bị kềnh càng và bản chất khảo sát Giải thích về chất lượng số liệu Sử dụng giới hạn khi mưa
Từ Phát hiện sự có mặt các vật thể kim loại bị chôn vùi	Định vị trí các đối tượng chứa sắt chôn vùi Phát hiện biên các bãi rác có chứa các vật thể sắt Định vị trí đá có chứa sắt	Linh động cao Có khả năng giải thích số liệu ở ngoài trời Tiếp nhận thông tin vùng nhanh	Sự phát hiện phụ thuộc vào kích thước và lượng chứa sắt của vật thể chôn vùi Giải thích số liệu khó khăn ở các vùng đô thị Sử dụng giới hạn khi mưa Giải thích số liệu phức tạp trong vùng có tích tụ manhê tự nhiên

Bảng 6.5. Tóm tắt các thông số đặc trưng khu vực quan trọng và các kĩ thuật hố khoan để đo đạc (theo Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1991 và Keys và MacCary, 1971)

Thông tin cần về các tính chất của đá, chất lỏng, giếng hay hệ nước ngầm	Các kĩ thuật carota có khả năng sử dụng rộng rãi (phép đo lỗ khoan bằng địa vật lí)
Mối liên hệ thạch học và địa tầng của các tầng chứa nước và các đá liên quan	Đo điện, âm hay đường kính các hố hở, đo hạt nhân trong các hố hở hay được chống
Độ rỗng hay dung trọng thể tích hay gama - gama	Đo âm đã được hiệu chỉnh trong các hố hở; đo nơtron đã hiệu chỉnh trong các lỗ hở hay được chống.
Độ rỗng hiệu quả hay sức kháng thực	Đo sức kháng dài - pháp tuyến đã được hiệu chỉnh
Lượng sét hay đá phiến sét	Đo gamma
Hệ số thấm	Không đo trực tiếp bằng carota; có thể liên hệ với độ rỗng, độ lớn âm
Tính thấm thứ sinh - các khe nứt, các lỗ hổng hoà tan	Đo đường kính, âm hay truyền hình hoặc truyền hình lỗ khoan
Năng suất riêng của tầng chứa nước ngầm	Đo nơtron đã hiệu chỉnh
Cỡ hạt	Liên hệ có thể có tới yếu tố thành hệ rút ra từ đo điện.
Vị trí mực nước ngầm hay đới bão hoà	Độ dẫn điện, nhiệt độ hay chất lỏng trong lỗ hở hay bên trong ống chống, đo nơtron hay gamma - gamma trong lỗ hở hay bên ngoài ống chống.
Độ ẩm	Đo nơtron đã hiệu chỉnh
Khả năng ngấm	Đo nơtron. Khoảng cách thời gian trong các trường hợp đặc biệt hay các vết phóng xạ
Hướng, tốc độ và đường dòng thấm	Các kĩ thuật vết của giếng đơn - pha hàng điểm và xung động giếng đơn, kĩ thuật vết nhiều giếng.
Sự phân tán, pha loãng và chuyển động chất thải	Đo nhiệt độ và độ đàn hồi chất lỏng, đo gamma cho một số chất thải phóng xạ, mẫu chất lỏng.
Nguồn và chuyển động của nước trong giếng	Mặt cắt bơm; lưu lượng kế hay theo dõi chất phóng xạ đánh dấu trong khi bơm hay ép nước; đo nhiệt độ.
Các đặc trưng vật lí và hoá học của nước bao gồm độ mặn, nhiệt độ, mật độ và độ nhớt	Độ dẫn chất lỏng và nhiệt độ trong giếng; đo clorit nơtron phía ngoài ống chống; sức kháng đa cực.

Bảng 6.5 (tiếp theo)

Thông tin cần về các tính chất của đá, chất lỏng, giếng hay hệ nước ngầm	Các kĩ thuật carota có khả năng sử dụng rộng rãi (phép đo lỗ khoan bằng địa vật lí)
Xác định công trình, các giếng đang tồn tại, đường kính và vị trí ống chống, các lỗ khoan, lớp chắn	Gamma - gamma, đo đường kính, miệng lỗ khoan và vị trí các lỗ, truyền hình lỗ khoan.
Hướng dẫn về sự bố trí lớp chắn	Tất cả đo đạc cho số liệu về thạch học, khả năng chứa nước và tương quan bề dày tầng chứa nước.
Ximăng hoá	Đo đường kính, nhiệt độ, gamma - gamma; âm cho liên kết ximăng
Ăn mòn ống chống	Trong một số trường hợp, đo đường kính hay miệng lỗ khoan
Rò rỉ ống chống và/hay tắc lớp chắn	Chất phóng xạ đánh dấu và máy đo lưu lượng



Hình 6.4:
Sơ đồ hệ rada xuyên đất (GPR) (Evans, 1982)

Nói chung, đất có độ dẫn cao về sóng điện từ tiêu tán nhanh năng lượng rada nên độ sâu khảo sát bị giới hạn. Bares và Haeni (1991) chú ý tới các tổn thất mở rộng hình cầu, tổn thất ngày càng nhanh do chuyển đổi năng lượng điện từ thành năng lượng nhiệt và tổn thất hồi phục chất điện môi. Nói chung, độ sâu khảo sát tới 10m là phổ biến. Khoảng 5 - 10% (về trọng lượng) sét monmorilonit thì có thể giảm độ sâu khảo sát tới khoảng 1m (Walther et al., 1986). Bảng 6.6 cho thấy các giá trị điển hình của hằng số chất điện môi, độ dẫn gần đúng và thời gian truyền hai chiều cho nhiều môi trường. Độ dẫn của địa môi trường bất kì tỉ lệ thuận với nồng độ muối hoà tan trong dung dịch lỗ rỗng.

Angten thu nhận thường dùng ở hiện trường dọc theo các đường ngang đã chọn lựa trước ở tốc độ lên tới 8 km/h, ở cảng Washington, New York, GPR được dùng tại vị trí bãi chứa rác Roslyn Beacon Hill để thiết kế sơ đồ giếng giám sát tốt nhất (Kardos và Ennis, 1993).

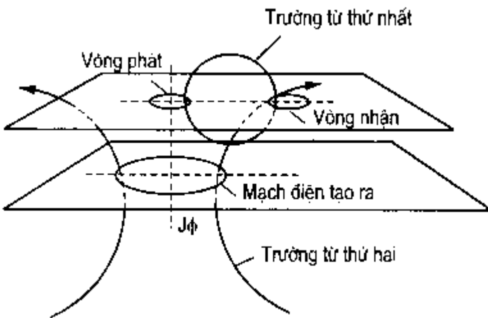
Bảng 6.6. Các giá trị gần đúng các thông số điện từ cho các môi trường khác nhau

Vật liệu	Độ dẫn gần đúng σ, (mho/m)	Hằng số điện môi gần đúng ε_T	Thời gian truyền hai chiều (ns/m)
Không khí	0	1	6,6
Nước sạch	10^{-4} - 3×10^{-2}	81	59
Băng nước sạch	10^{-4} - 10^{-2}	4	13
Băng giá	10^{-5} - 10^{-2}	4 - 11	13 - 15
Granit	10^{-9} - 10^{-3}	5,6 - 8	18,7
Cát khô	10^{-7} - 10^{-3}	4 - 6	13 - 16
Cát bão hoà (nước sạch)	10^{-4} - 10^{-2}	30	36
Bụi bão hoà (nước sạch)	10^{-3} - 10^{-2}	10	21
Sét bão hoà (nước sạch)	10^{-1} - 1	8 - 25	18,6 - 23
"Bụi" trung	10^{-4} - 10^{-2}	16	23 - 30

Điện trở suất điện từ

Phương pháp điện trở suất điện từ cũng dựa trên các khác nhau về độ dẫn điện luôn tồn tại giữa các vùng có các tính chất vật lí và hóa học khác nhau trong đất. Không cần cắm các điện cực vào đất để truyền và nhận dòng điện. Hiện tượng điện từ thường tạo ra trong môi trường khảo sát. Phương pháp là biện pháp hiệu quả để phác thảo vùng bị ô nhiễm bên dưới vùng bị che phủ như móng công trình và hè đường do không cần dùng các điện cực tiếp xúc trực tiếp.

Nguyên lí tạo trường điện từ trong địa môi trường để đo điện trở suất được minh hoạ trong hình 6.5. Một vòng truyền được giữ hay cố định ở trên hay gần mặt đất. Một dòng điện xoay chiều tác dụng tới các điện cực của cụm dây điện để tạo ra dòng điện. Hiện tượng này tạo một từ trường xoay chiều và hình thành dòng điện ở trong đất. Bên trong đất, một từ trường thứ hai tạo ra. Các từ trường thứ nhất và



Hình 6.5: Các trường điện từ tạo ra (McNeil, 1982)

thứ hai được phát hiện bởi một cuộn dây điện tiếp nhận đất gần cuộn dây truyền. Với một khoảng cách bên trong cuộn dây cố định và tần số hoạt động cố định, độ lớn của từ trường thứ hai (hay tỉ số từ trường thứ hai với thứ nhất), thì tỉ lệ thuận với độ dẫn của đất. Có thể tính điện trở suất theo số liệu độ dẫn điện. Trong địa môi trường các hạt rắn hoạt động như là các chất cách điện trong khi độ ẩm đất tới một mức độ lớn như là chất dẫn điện. Ngoài ra, độ dẫn của chất lỏng lỗ rỗng tỉ lệ với nồng độ các ion ở trong chất lỏng. Vì thế, các đại lượng này có thể được dùng để phác hoạ các vùng bị ô nhiễm xung quanh các công trình chắn giữ chất thải. Nếu các vật thể kim loại có mặt ở gần nơi khảo sát các số đọc ghi lại có thể chịu tác động bất thường. Độ sâu xâm nhập hiệu quả có thể khá sâu tới 60m. Phương pháp này thường gọi là phương pháp điện từ lĩnh vực tần số (FDEM - frequency domain electromagnetic method).

Có một vài biến dạng của phương pháp cảm ứng điện từ. Tốc độ giảm sút của trường từ sau khi truyền được tắt có thể đo được. Một dòng điện xoáy qua đất tại độ sâu kế tiếp lớn hơn. Đó là phương pháp khảo sát điện từ lĩnh vực thời gian (TDEM - time domain electromagnetic method). Hoekstra et al. (1992) đã dùng phương pháp này để theo dõi sự di chuyển của nước biển từ một hồ nước biển tại vùng chứa dầu ở Đông Nam Texas. Theo tính toán của Hoeskstra et al. (1992) thì độ sâu xâm nhập lên tới 500m. Một phép đo khác của EM liên quan việc dùng các tần số rất thấp (15 - 25kHz). Trong phương pháp này các điện cực thế cần tiếp xúc đất và rất thích hợp để khảo sát các dải ô nhiễm tương đối nông (20 - 50m).

Phương pháp điện trở suất một chiều

Trừ cách thức tạo ra dòng điện, phương pháp điện trở suất một chiều tương tự phương pháp điện trở suất điện từ cả hai dựa trên các khác biệt về độ dẫn điện hay điện trở suất của địa môi trường với các cấu trúc điểm và mức độ ô nhiễm khác nhau. Trong phép đo điện trở suất một chiều thể hiện tác dụng qua một cặp điện cực được cắm vào đất sẽ tạo ra một dòng điện truyền qua đất. Một cặp điện cực tiếp nhận dùng để ghi thế hiệu tới (từ đất). Có ít nhất ba dạng điện cực tồn tại khác nhau do Hempen và Hatheway , 1992 đề xuất nhưng thường dùng cách bố trí Werner như trong hình 6.6 để xác định đặc trưng địa môi trường khu vực. Độ sâu xâm nhập của dòng điện được xác định gần đúng theo khoảng cách điện cực bên trong (McNeil, 1982). Điện trở suất được tính như sau:

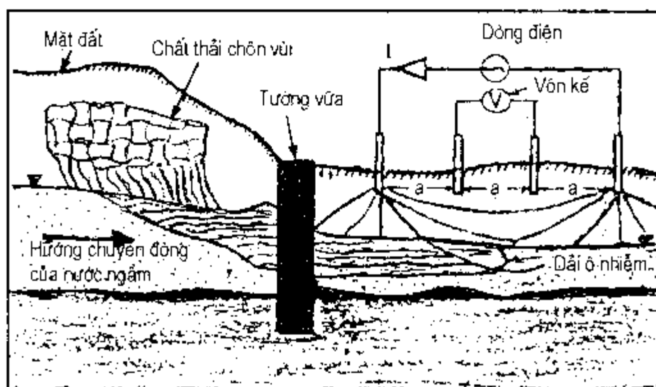
$$\rho = 2\pi a\left(\frac{V}{I}\right) \qquad (6\text{-}4)$$

Trong đó: ρ - điện trở suất của đất (ohm-m);

a - khoảng cách bên trong điện cực (m);

I - dòng điện qua các điện cực bên ngoài (A);

V - thế hiệu qua các điện cực bên trong (V).



Hình 6.6: Sơ đồ bố trí các điện cực trong phương pháp điện trở suất một chiều để xử lí dải ô nhiễm (Inyang, 1994).

Quan hệ giữa các đặc trưng lí hoá và cấu trúc của môi trường và điện trở suất của nó được biểu thị bằng định luật Archie:

$$\rho = \frac{\rho_w}{\phi^M S^2} \tag{6-5}$$

Trong đó:

ρ - điện trở suất của địa môi trường;

ρ_w - điện trở suất của nước trong môi trường;

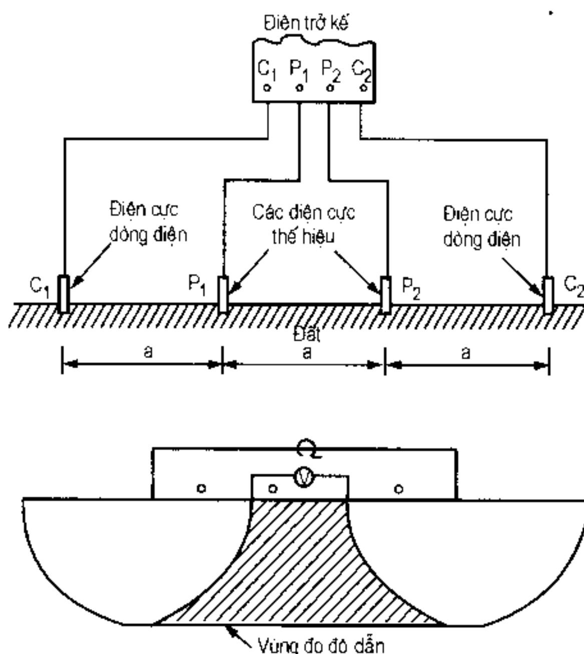
ϕ - độ rỗng của môi trường;

M - hằng số gắn kết của môi trường $\approx$ 1,3 cho cát được cố kết;

S - độ bão hoà với nước của môi trường.

Hình 6.7: (Rhoades và Halvorson, 1977) cho thấy quan hệ giữa dạng bố trí điện cực và vùng giám sát. Biểu đồ các giá trị điện trở suất và các bước phân tích số liệu được thấy trong hình 6.8 (Nielson, 1991). Điện trở suất thẳng đứng của môi trường phân lớp nằm ngang được thể hiện bằng ρ_1, ρ_2, ρ_3 và ρ_4.

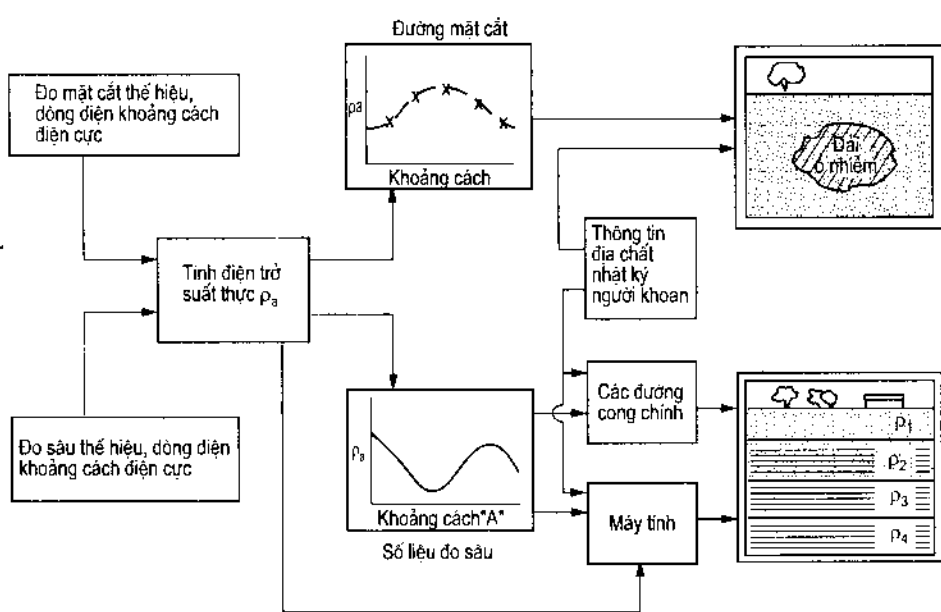
Với sự bố trí bốn điện cực bất kì theo hệ Werner, có thể tiến hành đo theo 2 hình thức sau:



Hình 6.7: Quan hệ giữa sự bố trí điện cực và diện tích giám sát (Rhoades và Halvorson, 1977)

Thăm dò sâu: các điện cực truyền dòng điện được đặt tại các khoảng cách tăng và tiến hành đo đạc. Các phần sâu hơn của địa môi trường được khảo sát bằng cách tăng thêm khoảng cách.

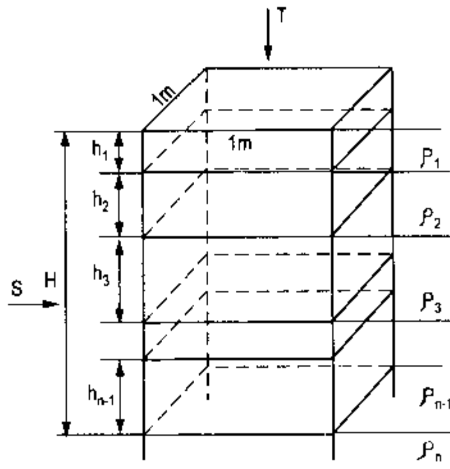
Đo mặt cắt: toàn bộ cách bố trí được di chuyển từ vị trí này sang vị trí khác khi giữ cùng khoảng cách điện cực. Nó cho cơ hội để đánh giá các biến đổi điện trở suất theo phương ngang của môi trường.



Hình 6.8: *Biểu đồ xác định điện trở suất và các bước phân tích số liệu (Nialson, 1991)*

Tại các nơi bị ô nhiễm, các biến đổi theo phương đứng lẫn phương ngang về địa hoá đều được phát hiện. Như thấy trong hình 6.9, một mặt cắt đất địa điện nhận thức được phân tầng theo điện trở suất nhằm đánh giá giá trị kết hợp của điện trở suất. Các thông số Dar Zarouk được Maillet (1947) sắp xếp sẽ trình bày dưới đây nhằm sử dụng cho mục đích này. Theo cách xử lí của Van Zijl (1978) kết hợp với hình 6.9:

$$T = \sum_{i=1}^{n-1} \rho_i h_i \qquad (6\text{-}6)$$



Hình 6.9: *Sơ đồ mặt cắt địa điện để phân tích điện trở suất thực của tập hợp lớp (Van Zijl, 1978)*

Trong đó: T - điện trở ngang tổng của tất cả các lớp (ohm-m);

ρ_i - điện trở suất của lớp i (ohm-m);

h_i - bề dày lớp i (m).

Với dòng điện nằm ngang qua lớp i bất kì:

$$\frac{1}{R_i} = \frac{1}{\rho_i} \cdot \frac{A}{L} \tag{6-7}$$

Coi A là tiết diện vuông góc dòng điện, bằng (h_i) (I) khi chiều rộng môi trường được coi là đơn vị thì có thể tính độ dẫn dọc S_i theo:

$$S_i = \frac{h_i}{\rho_i} \tag{6-8}$$

và cho tất cả các lớp:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \frac{h_i}{\rho_i} \tag{6-9}$$

Trong đó: S - độ dẫn dọc tổng (ximen).

Có thể tính điện trở ngang trung bình và điện trở suất dọc trung bình theo các phương trình tương ứng (6-10) và (6-11):

$$\rho_a = \frac{T}{H} = \frac{\sum h\rho}{\sum h} \tag{6-10}$$

$$\rho_L = \frac{H}{S} = \frac{\sum h}{\sum h/p} \tag{6-11}$$

Nếu địa môi trường được đánh giá có các tính chất điện biến đổi theo phương đứng rất cao, có thể biểu hiện tính dị hướng theo:

$$\lambda = \sqrt{\frac{\rho_a}{\rho_L}} = \sqrt{\frac{TS}{H^2}} \tag{6-12}$$

Với các mục đích thực tế, thuận tiện khi coi toàn bộ tiết diện có một giá trị điện trở suất ρ_c được tính theo phương trình (6-13):

$$\rho_c = \sqrt{\rho_a \rho_L} \tag{6-13}$$

Nên

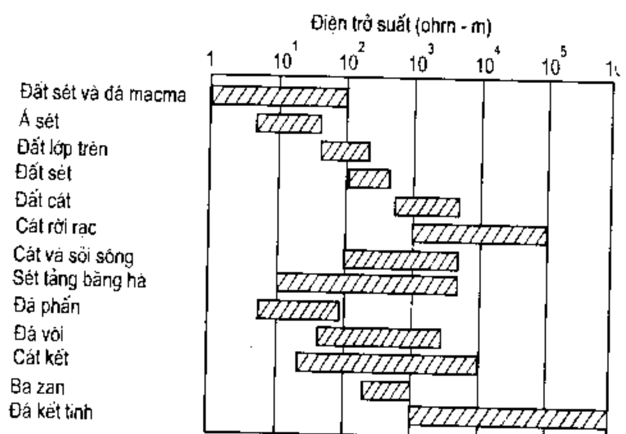
$$T = \lambda H . \rho_c \tag{6-14}$$

$$S = \frac{\lambda H}{\rho_c} \tag{6-15}$$

và

$$\rho_c = \sqrt{\frac{T}{S}} = \lambda \rho_L \tag{6-16}$$

Hình 6.10 và bảng 6.7 cho phạm vi điện trở suất điển hình của môi trường chứa nước và môi trường địa chất.



Hình 6.10:
Giá trị điện trở suất điển hình cho địa môi trường khác nhau (Nielsen, 1991)

Bảng 6.7. Phạm vi giá trị sức kháng điển hình cho cácmôi trường chứa nước và môi trường địa chất khác nhau (theo Hempen và Hatheway, 1992)

Vật liệu đất*	Điện trở suất (Ω - m)
Nước ngầm mặn	0,01 - 1
Đất sét	1 - 30
Nước ngầm tinh khiết	2 - 50
Đá phiến	10 - 100
Cát (SP, bão hoà trung bình đến cao)	20 - 200
Đá phiến (đá bùn/đá sét)	1 - 500
Đá phiến (đá bụi)	50 - 1000
Đá vôi (mật độ thấp)	100 - 1000
Đá dòng núi lửa (bazan chứa xỉ)	300 - 1000
Sét tảng cặn (chặt, chứa sét, nền)	50 - 5000
Cát kết, không liên kết	30 - 10.000
Sét tảng bào mòn (khô, rời)	1000 - 10.000
Cát và sỏi sông (GW, không bão hoà)	1000 - 10.000
Cát cấp phối kém, rời rạc (SP, không bão hoà)	1000 -100.000
Đá biến chất	50 - 1.000.000
Đá macma kết tinh	100 - 1.000.000
Đá vôi (mật độ cao)	100 - 1.000.000

** GW và SP là thuật ngữ cho cách phân loại đất hợp nhất tương ứng cho sỏi cấp phối tốt và cát cấp phối xấu.*

Các phương pháp chấn động

Phương pháp chấn động dùng để đánh giá các đặc trưng cấu trúc của vùng bị ô nhiễm. Chúng không thích hợp dùng để phác hoạ đới bị ô nhiễm do các chất ô nhiễm

không có các biến đổi phù hợp để đáp ứng các sóng chấn động. Sóng đàn hồi sinh ra do các nguồn chấn động trong các vật liệu chặt, gắn kết chắc và ẩm thì truyền nhanh hơn các vật liệu khô, rời rạc là vì tốc độ sóng chấn động tỉ lệ thuận với mật độ của môi trường vận chuyển. Nguyên lí này có thể dùng để nhận ra các đường di chuyển có khả năng đối với các chất ô nhiễm ở dưới mặt đất. Các phương trình (6-17), (6-18) và (6-19) cho biết quan hệ giữa các vận tốc sóng chấn động và các tính chất địa chất:

$$V_p = \left(\frac{k}{\rho}\right)^{0,5} \quad (6\text{-}17)$$

$$V_p = \left(\frac{4\mu/3}{\rho}\right)^{0,5} \quad (6\text{-}18)$$

$$V_s = \left(\frac{\mu}{\rho}\right)^{0,5} \quad (6\text{-}19)$$

Trong đó:

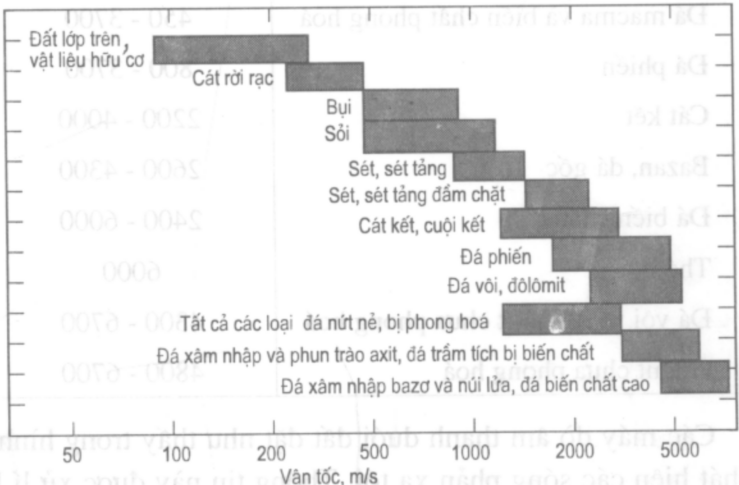
V_p - vận tốc sóng nén (L/T);

V_s - vận tốc sóng cắt (L/T);

k - môđun thể tích của môi trường;

μ - môđun cắt của môi trường;

ρ - mật độ của môi trường (M/L^3).



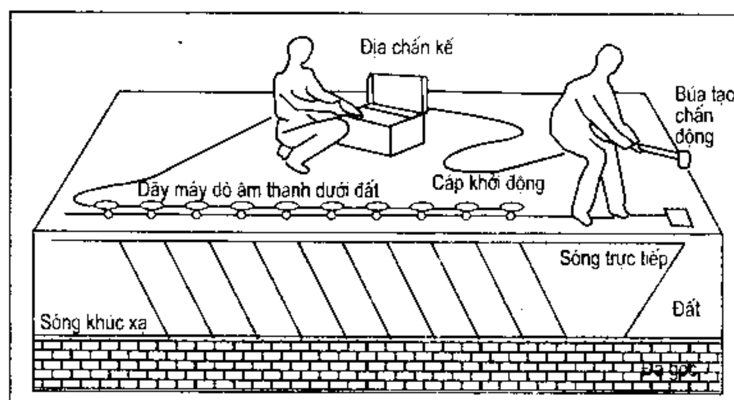
Hình 6.11: Phạm vi điển hình của vận tốc sóng nén cho các địa môi trường khác nhau (Nielson, 1991)

Bảng 6.8 (Hempen và Hatheway, 1992) và hình 6.11 (Nielson, 1991) cho thấy phạm vi vận tốc sóng chấn động điển hình cho địa môi trường. Phương pháp phản xạ trên mặt có ích trong việc phác thảo biên đá gốc tại vùng bị ô nhiễm, thường có hiệu quả trong phạm vi độ sâu khoảng 30m. Nguyên lí hoạt động của phương pháp này là các sóng nén bị uốn cong tại mặt phân cách giữa các môi trường có các tính chất vật lí khác nhau lớn. Trong các tính chất đó có các thông số đàn hồi, mật độ và các thông số khác có thể được hiệu chỉnh với chúng như độ rỗng, độ bão hoà. Trong trường hợp khảo sát tại vùng bị ô nhiễm để tạo sóng thường dùng búa đập hay vật nặng rơi để tạo sóng chấn động.

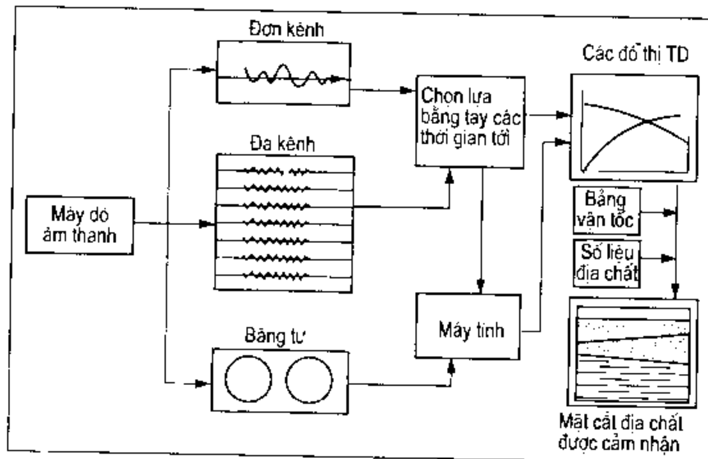
Bảng 6.8. Phạm vi các sóng nén điển hình cho các môi trường khác nhau

Vật liệu	m/s	ft/s
Không khí	330	1100
Á sét khô	180 - 300	600 - 900
Á sét ẩm	300 - 750	1000 - 2500
Cát khô	450 - 900	1500 - 3000
Sỏi	600 - 800	2000 - 2600
Cát được gắn kết	850 - 1500	2800 - 5000
Cát rời bão hoà	1500	5000
Nước (nông)	1450 - 1600	4800 - 5100
Đất sét ẩm	900 - 1800	3000 - 6000
Sét tảng, nền/cặn	1700 - 2300	5600 - 7500
Đá gắn kết phong hoá	600 - 3000	2000 - 10000
Đá macma và biến chất phong hoá	450 - 3700	1500 - 12000
Đá phiến	800 - 3700	2600 - 12000
Cát kết	2200 - 4000	7200 - 13000
Bazan, đá gốc	2600 - 4300	8500 - 14000
Đá biến chất	2400 - 6000	8000 - 20000
Thép	6000	20000
Đá vôi và đôlômit chưa phong hoá	4300 - 6700	14000 - 22000
Granit chưa phong hoá	4800 - 6700	16000 - 22000

Các máy dò âm thanh dưới đất đặt như thấy trong hình 6.12 (Benson et al., 1984) để phát hiện các sóng phản xạ tới. Thông tin này được xử lí bằng tiến trình như thấy trong hình 6.13 (Benson et al., 1984).

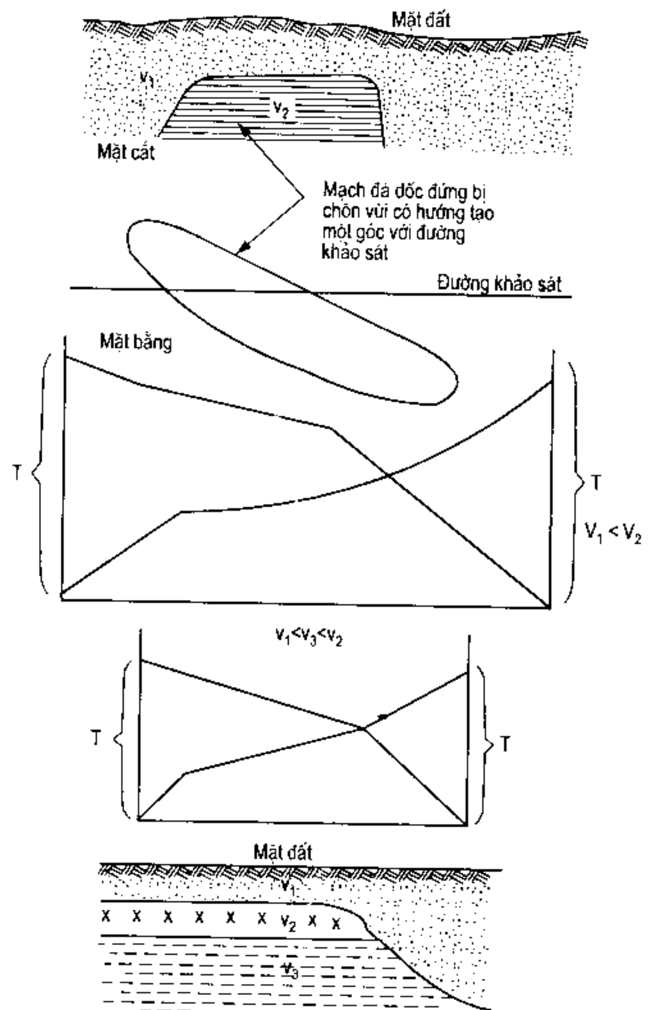


Hình 6.12: Sơ đồ bố trí địa chấn kế 12 kênh trên vùng đá cứng hai lớp (Benson et al., 1984)



Hình 6.13: *Sơ đồ tiến trình và giải thích số liệu khúc xạ chấn động (Benson, et al., 1984)*

Vẽ đồ thị khoảng cách - thời gian và dùng đường thẳng để nối các điểm bằng cách nội suy của nhà phân tích về cấu trúc ở dưới đất. Các biến đổi độ dốc các đường biểu thị các khác nhau về vận tốc sóng và do vậy các đặc trưng vật liệu của các lớp dưới mặt đất khác nhau. Một giả thiết giới hạn trong việc sử dụng sóng phản xạ chấn động là trong mỗi lớp, mật độ tăng theo độ sâu. Nói chung, sự giải thích dễ dàng hơn ở nơi lớp đất chặt hơn ở dưới lớp kém chặt. Hình 6.14 mô tả việc dùng các đồ thị khoảng cách - thời gian để phân tích địa tầng của môi trường ở dưới mặt đất.



Hình 6.14: *Mô tả các ảnh hưởng của địa tầng dưới đất đến đồ thị vận tốc chấn động nhận được cho một sống núi chặt bị chôn vùi (phía trên) và một vỉa đá ngầm chặt (phía dưới) (Henbest et al., 1971)*

Các phương pháp cảm biến điện hoá và điện quang

Hệ cảm biến điện hoá và điện quang là phương pháp được phát triển khá gần đây để phát hiện các chất ô nhiễm ở dưới đất. Chúng dựa trên sự nhạy cảm của máy phát hiện với các biến đổi độ ẩm hay nồng độ của các chất ô nhiễm mục tiêu ở dưới đất. Không giống các phương pháp địa vật lí và điện trở suất một chiều, cảm biến phải được tiếp xúc với chất ô nhiễm hay độ ẩm để ghi được số đọc. Cơ bản chất lỏng quan tâm phải di chuyển tới các điểm cảm biến trước khi phát hiện có thể diễn ra. Khoảng cách giữa các cảm biến gần hơn thì xác suất chất lỏng mục tiêu sẽ làm ngắn mạch cảm biến ít hơn.

Riêng về phạm vi bao hàm không gian của vùng bị ô nhiễm, các hệ cảm biến có thể phân loại như sau:

Cảm biến điểm: Hệ bao gồm một thanh được tận cùng trong một cảm biến đơn.

Cảm biến đường: Hệ bao gồm một nhóm cảm biến bố trí theo một đường đơn như là một sợi cáp.

Cảm biến diện: một lưới cảm biến gồm các hệ điểm và/hoặc hệ đường.

Đầu cảm biến phát triển dựa vào một số nguyên lí cơ bản sau đây:

Hồ hoá học: đầu cảm biến là một chất hồ có khả năng thay đổi màu khi tiếp xúc với một chất ô nhiễm. Cảm biến được lấy lên tại giếng và được đánh giá theo bảng màu.

Lớp áo thấm: Lớp áo không chấp nhận nước và một số chất ô nhiễm nhưng lại cho các chất ô nhiễm khác thấm vào, tạo ra tín hiệu khi đi vào đầu cảm biến.

Độ ion hoá ảnh: các phân tử hơi thoát ra là các chất ô nhiễm bị ion hoá khi chúng hấp phụ ánh sáng cực tím. Các thông số ion hoá được biểu diễn theo nồng độ. Inyang et al. (1992) đã trình bày nguyên lí ion hoá ảnh và áp dụng để phát hiện hơi hydrocacbon. Nói chung:



$$R + h\nu \Rightarrow R^+ + e^- \qquad (6\text{-}20)$$

Trong đó: R - các lớp trước khi ion hoá;

$h\nu$ - photon với năng lượng vượt quá thế ion hoá các lớp;

R^+ - các lớp được ion hoá;

e^- - các điện tử được phóng thích.

Nhìn chung, các năng lượng photon có bậc là 10,2eV được dùng cho các hợp chất có thể có mặt trong môi trường ô nhiễm dầu mỏ.

Cảm biến sợi quang: các cảm biến này dựa trên sự truyền các kí hiệu của mẫu trong chế độ ánh sáng nhìn thấy bằng các sợi quang qua khoảng cách rất dài đến các cảm biến được cắm vào. Sự suy giảm quang học thị giác phụ thuộc chiều dài sóng của tia máy dò

hay sản sinh sự phát xạ huỳnh quang bởi chất ô nhiễm được đo đạc và vẽ theo tỉ lệ được coi như là chỉ báo về sự có mặt chất ô nhiễm. Thường thêm chất nhuộm hữu cơ vào cảm biến để thúc đẩy sự phát sáng dựa trên phản ứng với hợp chất mục tiêu có nồng độ thấp. Hầu hết các phản ứng thích hợp là thuận nghịch làm cho nó có khả năng nhạy cảm với các mức nồng độ mới của chất ô nhiễm. Nói chung, có thể dùng định luật Beer - Lambert cho sự hấp phụ quang của các hợp chất được phát hiện:

$$I_c = I_o \exp[-a(\lambda, pH)Cd] \quad (6\text{-}21)$$

Trong đó: I_c - cường độ ánh sáng truyền do sự có mặt chất ô nhiễm;

I_o - cường độ nguồn ánh sáng;

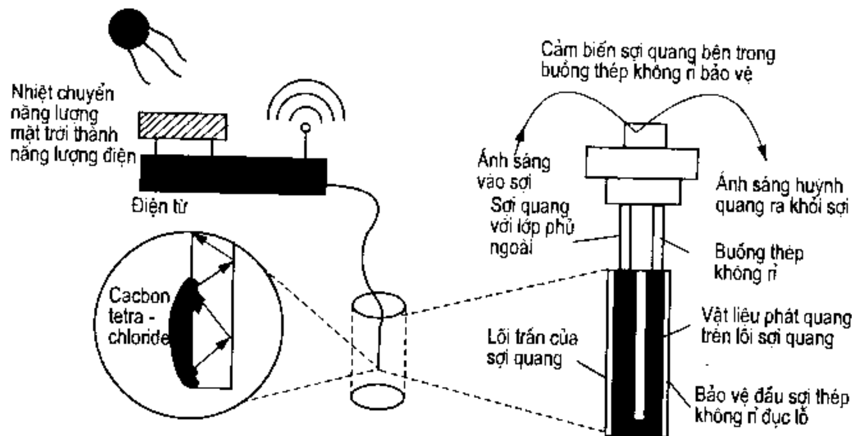
a - khả năng hấp phụ molar của hợp chất;

λ - độ dài sóng lựa chọn;

d - chiều dài đường quang học thị giác;

C - vận tốc ánh sáng.

Hình 6.15 cho thấy chi tiết của một cảm biến sợi quang thuận nghịch cho tetra chloride cacbon được Phòng thí nghiệm quốc gia Lawrence Livermore phát triển (US. DOE, 1994). Thường các cảm biến sợi quang được thiết kế cho các chất ô nhiễm đặc biệt.



Hình 6.15: *Sơ đồ cảm biến tetra chloride cacbon sợi quang (U.S. DOE, 1994)*

Các phương pháp lấy mẫu nước và đất truyền thống

Một vài công ty ở các nước khác nhau đã phát triển các thủ tục và kĩ thuật thí nghiệm cho đất và lấy mẫu trầm tích, xây dựng giếng nước ngầm và lấy mẫu nước. Các kĩ thuật này được trình bày trong các tài liệu hướng dẫn kĩ thuật, các giáo trình và bài báo chuyên môn (U.S. EPA, 1991; Giblons 1994; Wilson, 1995, Boulding, 1994; Pungor, 1995), tập trung vào việc chọn điểm lấy mẫu, thu thập mẫu, vận chuyển và bảo quản mẫu và các phương pháp phân tích thiết bị.

6.3. CÁC ÁP DỤNG ĐỊA TĨNH

Địa môi trường được đặc trưng bởi các biến đổi theo không gian. Các chất ô nhiễm tồn tại với nồng độ biến đổi theo không gian và thời gian làm tăng thêm sự phức tạp và tạo những bất thường ở trong vùng bị ô nhiễm. Khu đất thì khó đánh giá xác thực. Do vậy, các kết luận xác định về phạm vi vùng bị ô nhiễm và các biến đổi về mức độ ô nhiễm hầu như dựa trên việc suy diễn từ các số liệu thu được. Số mẫu bị kiềm chế do hạn chế về kinh phí, nên chắc chắn các phân tích này phải dựa trên sự nội suy. Dựa vào sự nội suy có thể biểu thị các kết quả theo đường cùng nồng độ, làm cơ sở cho việc lựa chọn và thiết kế các dự án xử lí có khả năng hiệu quả. Có thể giảm tối thiểu sự không đáng tin cậy khi đánh giá bản chất vùng ô nhiễm qua việc áp dụng các kĩ thuật địa tĩnh để lấy mẫu và phân tích.

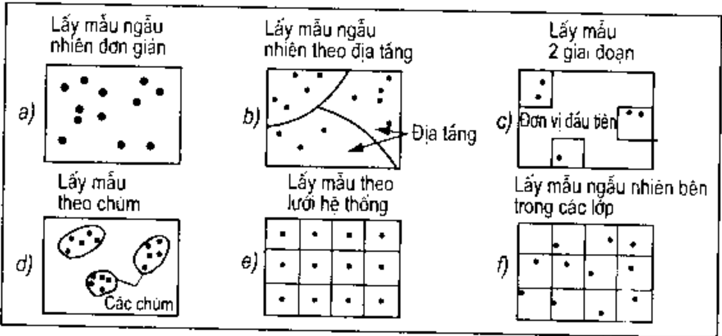
6.3.1. Sự bố trí không gian các điểm quan sát

Các điểm quan sát được phân bố sao cho có thể đánh giá được nồng độ chất ô nhiễm và các thông số địa chất thuỷ văn cho toàn bộ không gian ba chiều theo các số đo ở các điểm lựa chọn. Mong muốn là lưới giám sát thiết kế sao cho sai lệch về mặt phân cách các hoàn cảnh ô nhiễm và điều kiện địa chất thuỷ văn tại khu vực là tối thiểu. Hai thông số địa tĩnh quan trọng có tính chất quyết định sự phân bố điểm giám sát là:

Sơ đồ lấy mẫu: đó là dạng hình học các điểm lấy mẫu trong không gian ba chiều. Thông thường, trội hơn là cách phân bố diện tích của hình chiếu các điểm lấy mẫu trên bề mặt đất.

Mật độ lấy mẫu: đó là số các điểm lấy mẫu cho mỗi đơn vị không gian. Đơn vị không gian có thể là diện tích đơn vị hay thể tích đơn vị của môi trường lấy mẫu.

Hình 6.16 cho thấy các dạng lưới giám sát khác nhau cùng các mô tả về sự hữu ích của chúng được Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1991) và Gilbert (1987) đánh giá. Nói chung có thể lấy mẫu dọc theo các đường cắt ngang ở trong lưới. Việc lựa chọn mạng giám sát có hiệu quả cần một số hiểu biết khái quát hay đôi chút thông tin về điều kiện địa chất thuỷ văn khu vực. Nguồn thông tin như thế có thể là do khảo sát và/hay các ghi chép quá khứ đã được phác thảo trong bảng 6.9.



Hình 6.16

Bảng 6.9

Lấy mẫu ngẫu nhiện	Nhóm rất đồng nhất theo thời gian và không gian là cơ bản nếu cần đánh giá vô tư các thông số của nhóm: Phương pháp lựa chọn này không kiến nghị do khó xác minh giả thiết này.
Lấy mẫu theo phán đoán	Nhóm mục tiêu phải dễ xác định, đồng nhất và đánh giá trọn vẹn vì thế sự lựa chọn mẫu không vô tư không là vấn đề. Hoặc các mẫu môi trường riêng được lựa chọn cho giá trị đáng chú ý (duy nhất) và quan tâm hơn là để tạo các cản trở cho nhóm mở rộng hơn.
Xác suất lấy mẫu	
Mẫu ngẫu nhiên	Thiết kế sự lấy mẫu ngẫu nhiên đơn giản nhất, các thiết kế khác bên dưới sẽ thường cho các đánh giá chính xác hơn theo nhóm có chứa đựng chiều hướng và kiểu của chất ô nhiễm.
Lấy mẫu theo địa tầng	Hữu ích khi nhóm không đồng nhất có thể chia thành các phần bên trong là đồng nhất.
Nhiều giai đoạn	Cần khi thực hiện đo đạc trên các mẫu phụ hay các ước số của mẫu ngoài trời
Theo chùm	Hữu ích khi các đơn vị nhóm thành chùm với nhau (các trường hợp của cá, bụi cây, các thực vật) và mỗi đơn vị có thể đo trong các chùm lựa chọn ngẫu nhiên. Ô nhiễm đất và nước ngầm thì hiếm nếu mà biểu hiện các đặc trưng này.
Hệ thống	Phương pháp thường chọn khi đánh giá xu hướng thay sơ đồ ô nhiễm theo không gian. Cũng hữu ích để đánh giá cách thức khi xu hướng và sự đo ô nhiễm không có mặt hay chúng được biết là vị trí ưu tiên hoặc các phương pháp ngẫu nhiên chặt chẽ là không thực tế.
Gấp đôi	Hữu ích khi có quan hệ tuyến tính bền vững giữa biến quan tâm và chi phí ít hơn hay biến đo đạc dễ hơn.
Lấy mẫu nghiên cứu	Hữu ích khi thông tin lịch sử, hiểu biết khu vực hay các mẫu ưu tiên biểu thị ở nơi có thể tìm thấy mục tiêu điều tra.

Mật độ lấy mẫu là điều quyết định quan trọng khác của hiệu quả lấy mẫu. Với mạng lưới đã cho, hiệu quả lấy mẫu tỉ lệ thuận với mật độ điểm lấy mẫu. Olea (1984) đánh giá là hiệu quả của mạng lưới có mật độ cao hơn liên hệ với mạng lưới có mật độ thấp hơn phù hợp theo phương trình:

$$\Delta E = E_h - E_L = \left(\frac{D_L}{D_h}\right)^{0,5} \qquad (6\text{-}22)$$

Trong đó: ΔE - độ chênh hiệu quả lấy mẫu của hai mạng lưới:

E_h - hiệu quả lấy mẫu của mạng lưới có mật độ cao hơn;

E_L - hiệu quả lấy mẫu của mạng lưới có mật độ thấp hơn;

D_L - mật độ điểm lấy mẫu ít hơn (số điểm/đơn vị không gian);

D_h - mật độ điểm lấy mẫu nhiều hơn (số điểm/đơn vị không gian).

6.3.2. Đường bao vùng bị ô nhiễm theo các số liệu đo

Một trong những kĩ thuật địa tĩnh hữu ích nhất để vạch đường bao các số liệu đặc trưng vùng biến đổi là phương pháp đánh giá độ lớn các thông số cho một mạng các điểm đã cho số đo lên các điểm không cần trùng với các điểm lưới. Về cơ bản, là một dạng nội suy không gian được dùng để lập các đường cùng số liệu địa tĩnh.

Như thể hiện ở hình 6.17, Z_o là giá trị thông số chưa biết được tính từ các giá trị đã đo Z_1, Z_2, Z_3. Cho trường hợp hai chiều, C_{1xy}, C_{2xy} và C_{3xy} được định nghĩa là các toạ độ tương ứng. Tương tự, các toạ độ của Z_o có thể định nghĩa là C_{oxy}. Mỗi giá trị đo được đóng góp vào Z_o^* - giá trị tính toán của Z_o. Phương trình tổng quát có thể viết như sau:

$$Z_o^* = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z_i \qquad (6\text{-}23)$$

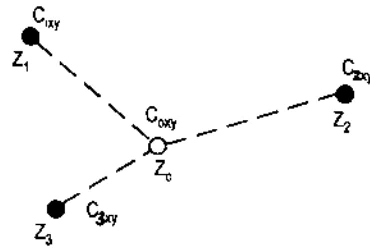
$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i \qquad (6\text{-}24)$$

Trong đó:

Z_o^* - độ lớn đánh giá của thông số không đo tại vị trí nội suy C_{oxy};

Z_i - các giá trị thông số được đo tại các vị trí bao quanh C_{oxy}, các vị trí như C_{1xy} và C_{2xy};

λ_i - trọng lượng của số đánh giá.



Hình 6.17: Mô tả việc dùng số liệu đã cho để nội suy không gian

Hệ số trọng lượng có thể phát triển bằng quan hệ trực tiếp với các khoảng cách của các điểm đo từ C_{oxy}. Thông tin thêm về các kĩ thuật được Marsily (1986), Journel (1989) và Jary (1980) cung cấp.

6.4. CƠ CẤU PHÓNG THÍCH CHẤT Ô NHIỄM: BỐC HƠI

Bốc hơi là sự phóng thích các chất ô nhiễm từ chất rắn hay chất lỏng hoặc môi trường hỗn hợp vào trong khí quyển. Bốc hơi thường liên quan đến sự di chuyển từ pha rắn và lỏng thành pha hơi. Nó được truyền động bởi các quá trình di chuyển phân tử được thể hiện trong định luật Henry cho mặt phân cách chất lỏng - khí. Định luật Henry phát biểu là với các dung dịch dung môi, áp lực hơi của hoá chất bất kì tỉ lệ thuận với nồng độ của nó. Áp lực hơi có thể coi như một đặc trưng cơ bản của các hợp chất (đặc biệt là các chất hữu cơ). Nó là áp lực tác động bởi hơi của một hợp

chất khi hơi trong cân bằng với pha lỏng hay rắn của hợp chất. Cân bằng được định nghĩa ở đây là số các phân tử bốc hơi từ pha rắn hay lỏng thì bằng số các phân tử trở lại các pha này bằng ngưng tụ.

Như đề xuất của Inyang et al. (1992), cấu trúc phân tử của các hợp chất ảnh hưởng độ lớn của áp lực hơi và vì thế tốc độ bốc hơi của chúng ở trong trạng thái lỏng, các lực bên trong phân tử mạnh tạo ra áp lực hơi thấp. Các hợp chất có xu hướng hoà tan mạnh duy trì ở pha dung dịch hơn là ở pha hơi. Môi trường bị ô nhiễm ở nơi chất thải độc hại có thể nằm trong các nhóm chính sau: các vật thể nước tự do và địa môi trường bị ô nhiễm có độ ẩm khác nhau. Các quá trình bốc hơi của các chất ô nhiễm từ các môi trường này được trình bày dưới đây.

6.4.1. Bốc hơi từ các khối nước lộ thiên

Có thể đánh giá hằng số tốc độ cho bốc hơi của chất hữu cơ từ nước theo công thức sau:

$$k_v = \frac{1}{L}\left\{\left[\frac{1}{k_{oi}(D_{ci}/D_{oi})^m}\right] + \left[\frac{RT}{(10^6)Hk_{wg}(D_{cg}/D_{wg})^n}\right]^{-1}\right\} \qquad (6\text{-}25)$$

Trong đó: k_v - hằng số tốc độ (s^{-1});

L - độ sâu hỗn hợp của nước (cm);

k_{oi} - hệ số di chuyển khối oxy trong nước (cm/s);

D_{ci}, D_{oi} - hệ số khuếch tán của hoá chất và oxy trong nước (cm^2/s);

m - số mũ chảy rối của nước, biến đổi từ 0,7 đến 1,0 và tương ứng với các sông chảy rối và còn là hồ;

R - hằng số khí lí tưởng (xem phần dưới);

T - nhiệt độ (K);

H - hằng số định luật Henry (atm-m^3/mol);

k_{wg} - hệ số di chuyển khối của hơi nước trong không khí (≈ 0,58 cm/s);

D_{cg}, D_{wg} - hệ số phân tán của hoá chất và nước trong không khí (cm^2/s);

n - số mũ chảy rối của khí, biến đổi từ 0,5 - 1,0.

Thông thường đại lượng RT được kết hợp có giá trị vào khoảng $2{,}40 \times 10^{-2}$ atm-m^3/mol. Nếu không thể có các số liệu đo thì Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1988) đề nghị đánh giá D_{cg} theo công thức:

$$D_{cg} = 0{,}0067T^{1,5}(0{,}034 + M^{-1})^{0,5}M^{-0,17}\left[(M/2{,}5d)^{0,33} + 1{,}81\right]^{-2} \qquad (6\text{-}26)$$

Trong đó: M - trọng lượng phân tử hợp chất hoá học (g/g-mol);

d - mật độ chất lỏng (g/cm^3).

Các giá trị k_v tính theo (6-25) có thể đưa vào phương trình (6-27) để nhận được bán thời gian của hợp chất hoá học bốc hơi. Bán thời gian là thời gian cần để cho nửa lượng vật chất ban đầu bốc hơi:

$$t_{0,5} = \frac{\ln 2}{k_v} = \frac{0,693}{k_v} \quad (6\text{-}27)$$

Phương trình (6-27) có thể dùng cho trường hợp quá trình bốc hơi bậc một của hợp chất. Với quá trình bậc hai

$$t_{0,5} = \frac{1}{k'_v C_o} \quad (6\text{-}28)$$

Trong đó: k'_v - hằng số tốc độ bay hơi bậc hai (L^3/MT);

C_o - nồng độ ban đầu của vật chất bốc hơi (M/L^3).

Đối với các chỗ nhốt súc vật và các khối nước bất động khác của chất lỏng như được mô tả trong các hình 6.1d và 6.1h, tốc độ bốc hơi của các chất ô nhiễm vào khí quyển được xác định theo:

$$E_r = k_c A_e C_L \quad (6\text{-}29)$$

Trong đó: E_r - tốc độ bốc hơi từ bề mặt chất lỏng (M/T);

k_c - hệ số lan truyền khối của hợp chất;

A_e - diện tích bề mặt lộ ra của chất lỏng (L^2);

C_L - nồng độ thành phần bốc hơi trong chất lỏng (M/L^3).

k_c cơ bản là hàm số của hệ số lan truyền khối của các pha lỏng và hơi và hằng số định luật Henry. Sử dụng các đơn vị riêng:

$$\frac{1}{k_c} = \frac{1}{k_L} + \frac{1}{k_G k_e} \quad (6\text{-}30)$$

Trong đó: k_c - hệ số lan truyền khối của hợp chất (m/s);

k_L - hệ số lan truyền khối pha lỏng (m/s);

k_G - hệ số lan truyền khối pha hơi (m/s);

k_e - hằng số cân bằng hay hệ số phân tích thể hiện tỉ số nồng độ hoá chất trong pha hơi đối với nồng độ hoá chất trong pha lỏng (không thứ nguyên);

Ở đây k_e là hàm của hằng số định luật Henry như sau:

$$k_e = \frac{H}{RT} \quad (6\text{-}31)$$

Trong đó: H - hằng số định luật Henry (atm-m^3/mol);

R - hằng số hơi tổng quát = $8,21 \times 10^{-5}$ atm-m^3/mol-K;

T - nhiệt độ (K).

Nếu bốc hơi xảy ra ở nhiệt độ môi trường tiêu chuẩn là 25°C, có thể viết lại phương trình (6-31) thành:

$$k_c = (40,9)H \quad (6\text{-}32)$$

Giá trị H cho các hợp chất hữu cơ khác nhau nhận được theo các tài liệu kĩ thuật hoá và hoá học tiêu chuẩn. Nói chung, có thể đánh giá H là tỉ số của áp lực hơi (biểu thị bằng atm) với độ hoà tan trong nước (biểu thị bằng mol/m^3) của hoá chất quan tâm. Các giá trị hằng số Henry cho một số hợp chất hữu cơ được trình bày trong bảng 6.10.

Huang (1982) đã cho một cái nhìn toàn diện về sự bốc hơi từ các phương tiện quản lí chất thải.

Bảng 6.10. Các giá trị của hằng số định luật Henry cho một số hợp chất hữu cơ

Hợp chất	Áp lực hơi (atm × 10^{-3})	Nhiệt độ (K)	Độ hòa tan (g/cm^3)	Nhiệt độ (K)	Trọng lượng phân tử (g/mol)	Hm^3-atm/mol× 10^{-3}	
						Tính	Thực nghiệm
Acenaphthene	–	–	3,93	298	154,2	–	0,241
Benzene	125	298	1,780	298	78,1	5,48	5,55
Carbon tetrachloride	149	298	800	298	153,8	28,6	30,2
Chlorobenzene	15,5	298	472	298	112,6	3,70	3,93
1,2,4-richloro-benzene	0,383	298	30	–	181,5	2,32	1,42
Hexachlorobenzene	–	–	0,006	298	284,8	–	1,70
1,2-Dicholoroethane	113	298	8,300	298	99,0	1,35	1,10
1,1,1-Trichloro-ethane	168	298	5,497	298	133,4	4,08	4,92
Hexachloroethane	–	–	50	298	236,7	–	9,83
1,1-Dichloroethane	3,8	298	5,500	298	99,0	5,54	5,45
Chloroform	260	298	9,600	298	119,2	3,23	3,39
1,2-Dichlorobenzene	1,97	298	145	298	147,0	2,00	1,94
1,3-Dichlorobenzene	2,48	298	123	298	147,0	2,96	2,63
1,4-Dichlorobenzene	–	–	79	298	147,0	–	2,72
1,1-Dichloro-ethylene	778	298	5,000	293	97,0	15,1	15,0
1,2-trans-Dichloroethylene	263	287	6,300	293	96,9	4,05	5,32
1,2-Dichloropropane	65,8	298	2,700	293	113,0	2,75	2,82

Bảng 6.10 (tiếp theo)

Hợp chất	Áp lực hơi (atm × 10^{-3})	Nhiệt độ (K)	Độ hòa tan (g/cm^3)	Nhiệt độ (K)	Trọng lượng phân tử (g/mol)	Hm^3-atm/mol× 10^{-3}	
						Tính	Thực nghiệm
1,3-Dicholoro-propylene	32,9	298	2,700	298	111,0	1,35	3,55
Ethylbenzene	12,5	298	206	298	106,2	6,44	6,44
Methylene chloride	599	298	16,700	298	84,9	3,04	3,19
Bromoform	7,37	298	3,130	298	252,8	0,595	0,532
Bromodichloro-methane	–	–	–	–	163,8	–	2,12
Trichlorofluoro-methane	833	298	1,100	298	137,4	104	58,3
Dibromochloro-methane	65,8	293	–	–	168,8	–	0,783
Hexachlorobutadiene	0,197	293	2	293	260,8	25,7	10,3
Hexachlôrocyclo-pentadiene	0,107	298	0,805	298	272,7	36,5	16,4
Nitrobenzen	0,374	298	2.000	298	123,1	0,023	0,024
4,6-Dinitro-o-cresol	–	–	–	–	198,1	–	0,0014
Phenol	–	–	67.000	298	94,1	–	0,0013
Acenaphthylene	–	–	3,93	298	152,2	–	0,114
Fluorene	–	–	1,98	298	116,2	–	0,117
Tetrachloroethylene	25,8	298	150	298	165,8	28,5	28,7
Toluene	37,4	298	535	298	92,1	6,44	5,93
Trichloroethylene	97,8	298	1.100	298	131,5	11,7	11,7
Aldrin	–	–	0,2	293	364,9	–	0,496
Dieldrin	–	–	0,186	298	380,9	–	0,058

6.4.2. Bốc hơi từ địa môi trường

Các trường hợp ô nhiễm khu vực trong các hình 6.1b, 6.1d, 6.1f, 6.1g, và 6.1h thể hiện hoàn cảnh mà các chất ô nhiễm dễ bay hơi có thể bốc hơi từ địa môi trường. Trái ngược với khối nước lộ thiên và các chuồng nhốt súc vật, sự có mặt của các hạt đất và đá ảnh hưởng cả quá trình bốc hơi lẫn vận chuyển các hợp chất hoá học và khí quyển. Ví dụ, theo giải thích của Inyang et al. (1992), pha dung dịch không liên tục trong không gian tới đất ẩm, nhưng lại vấy bẩn trên các hạt đất. Hậu quả là các lực mao dẫn có thể ảnh hưởng áp lực hơi và vì thế tốc độ bốc hơi của các chất ô nhiễm dễ bốc hơi. Barrow

(1961) đã phát triển một số quan hệ số để đánh giá sự giảm áp lực hơi của các hoá chất do độ cong mặt chất lỏng tạo ra bởi có mặt các hạt đất. Người đọc cần tham khảo cuốn sách giáo khoa đó.

Cho trường hợp ô nhiễm đất mà khí được hạt đất hấp phụ, thì bỏ qua tốc độ suy giảm tác động của vật chất bay hơi và các quá trình tạo hơi nội bộ đại diện bởi sự phân huỷ sinh học. Có thể dùng định luật Fick thứ nhất cho trạng thái phân tán ổn định để phát triển các biểu thức cho tốc độ bốc hơi của các chất ô nhiễm từ chất thải bị chôn vùi hay xuất lộ. Có thể coi bốc hơi diễn ra ở một mặt phẳng nằm ngang trùng với mặt đất và chất ô nhiễm ở ngay trên bề mặt đất bằng không. Với các giả thiết bảo toàn rộng rãi này, Farmer et al. (1978) đã phát hiện các phương trình bốc hơi rồi được Shen (1981) và Farino et al. (1983) cải tiến thành dạng cuối cùng sau đây:

$$E_i = D_i C_{si} A_g (n^{4/3}) \frac{M_i}{d_e} \quad (6\text{-}33)$$

Trong đó: E_i - tốc độ bốc hơi của chất ô nhiễm i (M/T);

D_i - hệ số phân tán của chất ô nhiễm i trong không khí (L^2/T);

C_{si} - nồng độ hơi bão hoà của thành phần i (M/L^3);

A_g - diện tích lộ trên mặt đất (L^2);

n - độ rỗng tổng của đất (phân số không thứ nguyên);

M_i - phần mole của chất ô nhiễm độc hại i trong chất thải (mole/mole).

d_e - độ sâu hiệu quả của lớp đất phủ (L)

$$n = 1 - \left(\frac{\rho_b}{\rho_p}\right) \quad (6\text{-}34)$$

$$C_{si} = \frac{V_p M_i}{RT} \quad (6\text{-}35)$$

Trong đó: ρ_b - dung trọng thể tích của đất (M/L^3) thường biến đổi giữa 1 và 2 g/cm^3;

ρ_p - dung trọng hạt của đất (M/L^3), điển hình vào khoảng 2,65 g/cm^3 ;

V_p - áp lực hơi của hoá chất (mmHg);

M_i - trọng lượng molar của chất ô nhiễm i (M/mole);

R - hằng số hơi tổng quát (62,361mmHg - cm^3/molK);

T - nhiệt độ tuyệt đối (K)

Hệ số phân tán D_i của một chất ô nhiễm trong không khí có thể tích theo:

$$D_i = D'(M'/M_i)^{0,5} \quad (6\text{-}36)$$

Trong đó: D_i - hệ số phân tán của chất ô nhiễm (L^2/T);

D' - hệ số phân tán đã biết của một hợp chất đặc biệt (L^2/T);

M' - trọng lượng phân tử của hợp chất có D' (M);

M_i - trọng lượng phân tử của hợp chất có D_i được tính (M).

Các giá trị D_i cho các hợp chất hữu cơ được lựa chọn cho trong bảng 6.11. Cần phải ghi nhớ là sự có mặt của nước trong đất làm giảm tốc độ khi bốc hơi do có đường dòng ngoằn ngoèo.

Bảng 6.11. Hệ số khuếch tán của một số hợp chất hữu cơ trong không khí (theo Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1988)

Hợp chất	Công thức	Trọng lượng phân tử	Thể tích khuếch tán nguyên tử	Hệ số khuếch tán (cm^3/s)		
				Tại 10°C	Tại 30°C	Tại 50°C
Acetaldehyde	C_2H_4O	44	46,40	0,11758	0,13249	0,14816
Acetic acid	$C_2H_4O_2$	60	51,88	0,10655	0,12007	0,13427
Acetone	C_3H_6O	58	66,86	0,09699	0,10930	0,12223
Aniline	C_6H_7N	93	118,55	0,07157	0,08065	0,09019
Benzene	C_6H_6	78	90,68	0,08195	0,09234	0,10327
Bromoethane	CH_3Br	95	57,44	0,09611	0,10830	0,12111
Bromoform	$CHBr_3$	118	53,48	0,09655	0,10880	0,12167
Carbon tetrachloride	CCl_4	154	94,50	0,07500	0,08451	0,09451
Chlorobenzene	C_6H_5Cl	113	128,40	0,06769	0,07627	0,08530
Chloroethane	C_2H_5Cl	65	62,40	0,09789	0,11031	0,12336
Chloroform	$CHCl_3$	120	76,89	0,08345	0,09404	0,10517
Chloromethane	CH_3Cl	51	57,94	0,10496	0,11827	0,13226
Cyclohexane	C_6H_{12}	84	122,76	0,07139	0,08045	0,08996
Dichloroethane	$C_2H_4Cl_2$	99	75,96	0,08557	0,09643	0,10784
Dichloroethylene	$C_2H_2Cl_2$	97	106,96	0,07442	0,08386	0,09377
Dichloropropalene	$C_3H_6Cl_2$	113	100,38	0,07519	0,08473	0,09475
Dimethylamine	C_2H_7N	45	52,55	0,11161	0,12577	0,14065
Ethanol	C_2H_6O	46	50,36	0,11297	0,12730	0,14236
Ethyl acetate	$C_4H_8O_2$	88	92,80	0,07991	0,09005	0,10070
Ethylamine	C_2H_7N	45	52,55	0,11161	0,12577	0,14065
Ethylbenzene	C_8H_{10}	116	151,80	0,06274	0,07070	0,07906
Fluorotoluene	C_7H_7F	110	154,36	0,06262	0,07056	0,07891
Heptane	C_7H_{16}	100	146,86	0,06467	0,07287	0,08149
Hexane	C_6H_{14}	86	126,72	0,07021	0,07912	0,08848
Isopropanol	C_3H_8O	60	37,82	0,12004	0,13526	0,15126

Bảng 6.11 (tiếp theo)

Hợp chất	Công thức	Trọng lượng phân tử	Thể tích khuếch tán nguyên tử	Hệ số khuếch tán (cm^3/s)		
				Tại 10^oC	Tại 30^oC	Tại 50^oC
Methanol	CH_4O	32	29,90	0,14808	0,16686	0,18660
Methyl acetate	$C_3H_6O_2$	74	72,34	0,09054	0,10203	0,11410
Methy chloride	CH_2Cl_2	85	59,46	0,09610	0,10830	0,12111
Methylethyl ketone	C_4H_8O	72	87,32	0,8417	0,09485	0,10607
PCB (1 Cl)	$C_{12}H_9Cl$	189	235,32	0,04944	0,05571	0,06230
Pentane	C_5H_{12}	72	106,26	0,07753	0,08737	0,09770
Phenol	C_6H_6O	84	96,16	0,07919	0,08924	0,09980
Styrene	C_8H_8	104	137,84	0,06620	0,07460	0,08343
Tetrachloroethane	$C_2H_2Cl_4$	168	1143,96	0,06858	0,07729	0,08643
Tetrachleroethylene	C_2Cl_4	166	111,00	0,06968	0,07852	0,08781
Toluen	C_7H_8	92	111,14	0,07367	0,08301	0,09283
Trichloroethane	$C_2H_3Cl_3$	133	97,44	0,07496	0,08447	0,09446
Trichloroethylene	C_2HCl_3	131	93,48	0,07638	0,08606	0,09625
Trichlorofluoro-methane	CCl_3F	138	100,00	0,07391	0,08329	0,09314
Vinyl chloride	C_2H_3Cl	63	58,44	0,10094	0,11375	0,12720
Xylene	C_8H_{10}	106	131,60	0,06742	0,07597	0,08495

6.5. CƠ CẤU PHÓNG THÍCH CHẤT Ô NHIỄM:HOÁ BỤI

Hoá bụi là quá trình loại bỏ các hạt đất mịn bởi tác động cơ học. Thường thường, các hoạt động con người và gió là các yếu tố hoá bụi. Các hạt bụi mịn được xem là chất ô nhiễm do các tác động không có lợi đến sức khoẻ con người khi được hít vào và các chất độc hại của chúng với cây trồng. Trong bụi có thể có cả chất ô nhiễm hữu cơ và vô cơ, đặc biệt nếu nó được tạo ra từ các môi trường bị ô nhiễm như đã mô tả trong các hình 6.1b, 6.1c và 6.1e.

Crowherd et al. (1977) đã đưa ra phương trình (6-37) để dự đoán sự phát xạ hạt bay lơ lửng trung bình năm do hoạt động gió trên vùng đất bằng phẳng hay nhấp nhô:

$$E = 3900\frac{(e/110)(s/15)(f/25)V}{(P_i/50)^2} \tag{6-37}$$

Trong đó:

E - tốc độ phát xạ các hạt lơ lửng nhỏ hơn 30μm trong đường kính Stokes (kg/ha-năm);

e - khả năng xói mòn bề mặt hay tốc độ tổn thất có khả năng hàng năm cho trường rộng, mở với các nhóm hạt khô có thể bị xói mòn (lưới đồng - 20); kg/ha-năm);

s - lượng hạt bụi trên mặt [các hạt nhỏ hơn 75μm (%)];

f - phần thời gian mà tốc độ gió ở trên nguồn bụi 30cm vượt ngưỡng xói mòn danh nghĩa của gió là 5,4 m/s (%);

V - giá trị phần phản ảnh ảnh hưởng làm giảm của thực vật đến sự sói mòn của gió (1,0 cho đất trọc, và phần nhỏ cho môi trường trồng trọt);

P_i - chỉ số mưa - bốc hơi của Thornthwaite cho độ ẩm trung bình của môi trường nguồn.

Giá trị 3900 kg/ha-năm là hằng số tỉ lệ dựa trên các đo đạc ở Tây Texas.

Tác động xoay tròn của đai bánh xe ôtô trên bề mặt đất cũng làm phát tán các vật chất hạt mịn. Tồn tại một vùng vết xe khí động lực phía sau xe chạy mà các hạt bụi được bay lên không khí. Các hạt bụi bám chặt vào bánh xe cũng trực tiếp bay lên. Các công thức kinh nghiệm được dùng phổ biến để đánh giá tốc độ phát xạ do hoạt động xe cộ. Phương trình (6-38) là một ví dụ:

$$E = 0,61(S/12)(V_h/48)(w/2,7)^{0,7}(n_w/4)^{0,5}\left[(365-p)/365\right] \quad (6\text{-}38)$$

Trong đó: E - tốc độ phát xạ (kg/xe cộ-km-h);

S - lượng bụi trên mặt (%);

V_h - tốc độ xe trung bình (km/h);

w - trọng lượng xe trung bình (Mg);

n_w - số xe trung bình;

p - số ngày có lượng mưa ≥ 0,254mm.

6.6. CƠ CẤU PHÓNG THÍCH CHẤT Ô NHIỄM: RỬA LŨA

Rửa đất là quá trình mà các vật chất hoá học được loại bỏ khỏi đất nền và được vận chuyển tới các biên của đất nền được phóng thích. Quá trình loại bỏ có thể chủ yếu do sự hoà tan vật chất hoá học bởi dung dịch rửa đất (chất rửa đất) hoặc qua sự tách các hạt rất nhỏ khỏi đất nền. Vì thế sự khác nhau cơ bản giữa rửa đất và hoà tan là rửa đất không bao hàm sự vận chuyển vật liệu tới biên của đất nền trong khi sự hoà tan có thực hiện việc đó. Sự hoà tan có thể được xem như là một hiện tượng rửa đất. Sự vận chuyển liên quan với sự rửa đất ở trong đường biên đất nền của nguồn và sẽ khác số phận chất ô nhiễm và quá trình vận chuyển xảy ra sau khi các thành phần rửa ra khỏi đất nền. Việc thiết lập biên vật lí cho hai nhóm quá trình khác nhau trên là quan trọng theo quan điểm tính tốc độ phát xạ chất ô nhiễm.

Nồng độ chất ô nhiễm mục tiêu ở ngoài biên này là quyết định quan trọng tốc độ rửa lũa nếu quá trình rửa lũa bị khống chế bởi sự phân tán. Điều này đóng góp vào thực tế là tốc độ phân tán chất ô nhiễm tỉ lệ thuận với gradien nồng độ giữa cả hai phía đường biên.

Một khác biệt quan trọng khác là giữa tốc độ rửa lũa các chất ô nhiễm từ chất thải xuất lộ hay bị chôn vùi và tốc độ khả năng rửa lũa/rửa lũa của các thành phần chất thải với đất nền được lấy mẫu. Thường thường mẫu lấy hiếm khi bao gồm các thông số môi trường riêng của khu vực. Do vậy, các kết quả nhận được cần được hợp thành thể thống nhất vào trong một khung dự đoán bằng số để dùng trong các đánh giá ngoài trời cho khu vực. Hoàn cảnh rửa lũa chất thải thì quá biến đổi và các hiện tượng có liên quan thì quá phức tạp để tuân theo cách xử lí chúng bằng số đơn giản. Ngoài ra, một số khía cạnh cơ bản được đề cập ở trong sách này. Sự rửa lũa chất ô nhiễm qua đống chất thải hay khối môi trường chất thải bị chôn vùi có thể chia thành hai nhóm chính: rửa lũa xảy ra chủ yếu qua sự di chuyển chất lỏng lỗ rỗng bị ô nhiễm do nước ngấm và rửa lũa do sự vận chuyển các nhóm chất ô nhiễm qua chất lỏng lỗ rỗng tương đối tù hãm của môi trường nguồn. Trường hợp thứ nhất có ý nghĩa nhiều hơn cho môi trường có độ dẫn thuỷ lực tương đối cao(> 10^{-5} cm/s) trong khi môi trường hạt mịn đầm chặt và được gắn kết thì dường như rửa lũa các chất ô nhiễm bị ràng buộc thông qua phân tán.

6.6.1. Rửa lũa thông qua sự di chuyển chất lỏng lỗ rỗng bị ô nhiễm

Các khía cạnh kì lạ của sự di chuyển chất lỏng lỗ rỗng bị ô nhiễm liên quan sự thấm chất rửa lũa qua khối bị ô nhiễm (các hạt gắn kết hay phân tán). Trong khi chất lỏng lỗ rỗng chuyển động xuống với vận tốc phụ thuộc tốc độ cung cấp chất rửa lũa và các đặc trưng thuỷ lực của chất thải và môi trường xung quanh, chất thải thì ổn định và cung cấp chất ô nhiễm bằng cách rửa sạch/hoặc phân tán tới chất rửa lũa hay thay đổi (linh động). Về cơ bản sự dịch chuyển chất lỏng lỗ rỗng là do bình lưu trong khi các chất ô nhiễm đi vào chất lỏng lại là quá trình phân tán xẩy ra do độ chênh nồng độ chất thải ở lỗ rỗng. Đối với vị trí đặc biệt trong khối chất thải, độ chênh có thể biến đổi theo thời gian phù hợp với các biến đổi về vận tốc chất lỏng lỗ rỗng và/hoặc sự giảm chất ô nhiễm trong khối chất thải.

Với chất lỏng ngấm, nồng độ chất ô nhiễm tại vị trí bất kì trong lớp và thời gian bất kì có thể tính theo phương trình sau (Grant và Merrell, 1985):

$$\left(\frac{\partial C_L}{\partial t}\right)_Z = -fV\left(\frac{\partial C_L}{\partial t}\right)_t - kS(C_L - C_{Le}) \qquad (6\text{-}39)$$

Trong đó:

C_L (Z, t) - nồng độ thể tích của nhóm ô nhiễm i ở độ sâu Z từ bề mặt chất thải ở thời gian t (M/L^3);

C_{Le} - nồng độ của nhóm ô nhiễm i ở mặt phân cách giữa hạt chất thải và chất rửa lũa ở độ sâu Z từ bề mặt chất thải ở thời gian t (M/L^3);

V - vận tốc trong kẽ hở (chất lỏng lỗ rỗng) của chất rửa lũa trong chất thải;

f - độ rỗng giữa các hạt chứa đầy chất lỏng của chất thải (phân số không thứ nguyên);

k - hệ số lan truyền khối của nhóm ô nhiễm i từ môi trường rắn (1/T);

S - bề mặt riêng của môi trường rắn = diện tích bề mặt/thể tích (1/L).

Người đọc phải ghi nhớ là vận tốc Darcy V_d = (f)(V) và C_{Le} không cần bằng nồng độ chất ô nhiễm ở bên trong các hạt chất thải C_s. Có thể biểu thị sự biến đổi C_s theo thời gian:

$$\left(\frac{\partial C_s}{\partial t}\right)_Z = kS(C_{Le} - C_L) \tag{6-40}$$

Phương trình (6-40) tuân theo sự hợp nhất của các sơ đồ định lượng như lí thuyết lõi co ngót và các mô hình phân tán cho các hạt bị nứt bên trong. Phương trình (6-39) và (6-40) là các phương trình vi phân cục bộ cặp đôi. Nếu giả thiết C_s là hằng số trong khoảng thời gian khá dài như trong trường hợp rửa lũa chậm từ môi trường thấm kém, thì có thể bỏ qua phương trình (6-40), vì thế phương trình (6-39) được viết lại thành phương trình (6-41) với điều kiện $C_L = 0$ tại Z = 0.

$$fV\left(\frac{\partial C_L C_z}{\partial t}\right) = kS(C_{Le} - C_L) \tag{6-41}$$

Tích phân phương trình (6-41) cho ta quan hệ để đánh giá nồng độ ô nhiễm ở độ sâu Z bất kì:

$$C_L(z) = C_{Le}(1 - e^{-kSz/fV}) \tag{6-42}$$

Trong phân tích điều kiện nguồn cho chất thải rửa lũa, thường cần đánh giá hệ số rửa lũa F_L - lượng chất thải được loại bỏ liên quan với lượng chất ô nhiễm có khả năng trong chất thải cho mỗi thời gian đơn vị. Vì thế:

$$F_L = \frac{q}{Q} = \frac{C_L V_L}{C_s V_w} = \frac{I}{Z_o} M_o(1 - e^{kSZ_o/fV}) \tag{6-43}$$

Trong đó:

F_L - phần rửa lũa cho mỗi đơn vị thời gian (không thứ nguyên);

q - lượng chất thải rửa lũa trong khoảng thời gian đã cho (M);

Q - lượng chất thải có khả năng lũa rửa lúc bắt đầu khoảng thời gian xem xét (M);

V_L - thể tích chất rửa lũa = IA_w (L^3);

V_w - thể tích chất thải = Z_oA_w (L^3);

I - lượng ngấm trong khoảng thời gian xem xét (L);

A_w - diện tích tiết diện trung bình chất thải vuông góc với dòng ngấm (L^2);

Z_o - bề dày chất thải (L);

M_o - hệ số phân chia = C_{Le}/C_s (không thứ nguyên).

M_o và k xác định không chính xác do nhiều thông số lí - hoá ảnh hưởng đến giá trị của chúng. Cần nhớ là M_o khi kết hợp trong phương trình (6-43) là số thuộc của hệ số

phân bố thường nhận được bằng các thực nghiệm bể hấp thụ, có thể tính M_o cho một nhóm riêng các điều kiện pH và Eh chất rửa lũa như sau:

$$M_o = \frac{I}{\rho k_d} \tag{6-44}$$

Trong đó: k_d - hệ số phân bố chất ô nhiễm cho khối chất thải;

ρ - mật độ thể tích của chất thải (M/L^3).

Hệ số lan truyền khối k là hàm của sự nhiễu loạn dòng chảy trong kẽ hổng và sự phân bố cỡ hạt của chất thải. Nó có thể nhận được bằng đo đạc hay đánh giá theo quan hệ tương quan tìm thấy trong các sách hoá kĩ thuật. Có thể sắp xếp lại phương trình (6-43) để tính tốc độ rửa lũa (M/T) của chất ô nhiễm mục tiêu ở dưới khối chất thải bị chôn vùi:

$$q = F_L.Q \tag{6-45}$$

$$q = \frac{I}{Z_o} M_o(1 - e^{-kSZ_o/fV}).Q \tag{6-46}$$

Trong trường hợp phương trình (6-46), q có đơn vị khối lượng cho mỗi đơn vị thời gian đối với sự phóng thích chất ô nhiễm từ bề mặt vùng cố định miễn là I được biểu hiện bằng đơn vị khoảng cách cho mỗi đơn vị thời gian.

6.6.2. Rửa lũa thông qua sự khuếch tán từ khối chất thải ổn định hay cố kết

Trong trường hợp các khối chất thải ổn định hay cố kết, dòng bình lưu bị giới hạn mạnh bởi tính thấm giữa các hạt là không đáng kể. Chất thải bị chôn vùi được xem phóng thích chất ô nhiễm rộng ra do phân tán qua bề mặt bên ngoài của nó có thể tiến hành tính toán sơ bộ tốc độ phát xạ chất ô nhiễm từ chất thải bằng sự mở rộng cách xử lí định lượng sự khuếch tán các nhóm hoá chất từ một tấm nguyên khối. Dựa trên định luật Fick thứ hai về khuếch tán [được biểu thị bằng phương trình (6-47)], trong định lượng hiện tượng phóng thích chấp nhận sử dụng các dẫn suất sau:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e\left(\frac{\partial^2 C}{\partial t^2}\right) \tag{6-47}$$

Trong đó:

C - nồng độ chất ô nhiễm trong khoảng rỗng của vật liệu (M/L^3);

t - thời gian (T);

x - khoảng cách theo hướng khuếch tán;

$D_e = Dn/\tau$ - hệ số khuếch tán hiệu quả của các nhóm hoá chất trong vật liệu (L^2/T);

n - độ rỗng của vật liệu (phân số không thứ nguyên);

D - hệ số khuếch tán của chất ô nhiễm trong dung dịch tự do (L^2/T);

τ - hệ số ngoằn ngoèo của vật liệu (không thứ nguyên).

Với các giả thiết đơn giản, đại lượng quan trọng nhất D_e không đổi trong quá trình khuếch tán (thời gian tăng) thì có thể chấp nhận lời giải giải tích của Crank (1975). Biểu thức thích hợp ở dạng:

$$m = \frac{q}{A_w} = 2(C_o - C_i)\left(\frac{D_e t}{\pi}\right)^{0,5} \qquad (6\text{-}48)$$

Trong đó:

m - tổng lượng chất ô nhiễm rửa lũa cho mỗi diện tích bề mặt đơn vị của khối chất thải sau khoảng thời gian đã cho (M/L^2);

C_o - nồng độ ban đầu chất ô nhiễm trong dung dịch lỗ rỗng của khối chất thải (M/L^3);

C_i - nồng độ chất ô nhiễm ở mặt phân tích khối chất thải/chất rửa lũa (M/L^3);

q - tổng khối lượng chất ô nhiễm được rửa lũa sau thời gian đã cho (M);

A - diện tích khối chất thải xảy ra rửa lũa (L^2).

Nếu chất rửa lũa được tăng cường như trong trường hợp chất thải bị chôn vùi ngập trong dòng nước thì C_i tương đối nhỏ so với C_o. Nên giả thiết $C_i = 0$ là hợp lí. Do vậy:

$$m = 2C_o\left(\frac{D_e t}{\pi}\right)^{0,5} \qquad (6\text{-}49)$$

Có thể dùng phương trình (6-49) để đánh giá khối lượng chất ô nhiễm loại bỏ khỏi khối chất thải sau một khoảng thời gian đã cho khi biết nồng độ chất lỏng lỗ rỗng và các tính chất vật liệu của môi trường.

Chương 7

CÁC CƠ SỞ KĨ THUẬT ĐỂ LỰA CHỌN BIỆN PHÁP XỬ LÍ

7.1. NHẬN BIẾT CÁC CHẤT THẢI NGUY HẠI

Các vật liệu tập hợp được xem là "chất thải" thì biến đổi lớn về dạng và các đặc trưng vật lí, cơ học. Các nguy hại do vật liệu gây ra có thể không phát sinh từ tất cả tiêu chuẩn nguy hại mà từ một hay sự kết hợp của vài thành phần của tiêu chuẩn nguy hại. Các cơ sở thông thường nhất dùng để nhận ra các chất thải là: khả năng độc hại cho các sinh vật sống, khả năng phản ứng, khả năng ăn mòn và khả năng bắt lửa. Các cơ quan quản lí đã thiết lập các mức định lượng tối thiểu cho mỗi thông số này để có thể đánh giá vật liệu thải bất kì có nguy hại hay không. Trong một số trường hợp, các thông số lại là đại diện cho một hay nhiều thông số được cơ quan quản lí sử dụng. Người đọc phải nhớ là chất thải nguy hại có thể nhận biết dựa trên cơ sở của chính một trong các thông số được liệt kê ở trên.

7.1.1. Khả năng độc hại

Vật chất gọi là độc hại khi gây tác động tổn hại đến các mô sinh học và các quá trình liên quan khi các chất hữu cơ xuất lộ tới nồng độ ở trên mức xác định. Khoảng thời gian đến khi bộc lộ các tác động độc hại tới thực vật và động vật rất khác nhau. Độc hại đột ngột xảy ra tác động lúc xuất lộ hay ngay sau khi xuất lộ, còn độc hại kinh niên - các tác động cần khoảng thời gian biểu lộ kéo dài hơn. Các tác động của chất độc có thể là thuận nghịch hay không thuận nghịch với một hay nhiều mức biểu lộ khác nhau. Liều lượng là lượng vật chất có khả năng độc hại khi tiếp xúc với sinh vật sống. Thông thường, ta định lượng chất ô nhiễm trong các đơn vị khối lượng chất ô nhiễm cho mỗi khối lượng đơn vị của sinh vật nhận được.

Các đường cong phản ứng liều lượng và các phân tích thống kê có liên quan được dùng để xác định phạm vi chịu các ảnh hưởng đột ngột như cái chết của các sinh vật tham gia vào các tiếp xúc vật chất độc hại tại các liều lượng khác nhau. Nói chung ta vẽ phần trăm tích luỹ tử vong của sinh vật trên trục đứng còn $\lg_{10}$ liều lượng trên trục nằm ngang. Đồ thị thường có dạng chữ S và có thể dùng để xác định các thông số quy tắc điển hình như LD_{90}, liều lượng tại đó 90% sinh vật tử vong. Các sinh vật phản ứng tích cực với các liều lượng rất thấp các chất độc hại được gọi là quá nhạy cảm, còn các sinh vật chỉ biểu hiện các tác động tích cực với liều lượng rất cao gọi là sinh vật nhạy cảm yếu với chất độc hại.

Manahan (1990) đã đề nghị thang mức độ độc hại từ 1,0 - 6,0 dựa trên khối lượng tối thiểu vật chất cho mỗi đơn vị khối lượng vật thể của sinh vật cần tạo ra một tác động độc hại.

1. Không độc hại	15 g/kg
2. Độc hại nhẹ	5 - 15 g/kg
3. Độc hại trung bình	0,5 - 5 g/kg
4. Rất độc hại	50 - 500 mg/kg
5. Cực kì độc hại	5 - 50 mg/kg
6. Siêu độc hại	< 5 mg/kg

Cuối cùng, khả năng độc hại của vật chất có thể biểu hiện bằng các ảnh hưởng diễn ra tiếp theo cho sự biểu hiện của sinh vật với vật chất. Hai pha cơ bản có thể nhận ra là:

Pha động lực: trong pha này có liên quan với các quá trình vận chuyển vật chất bị hấp phụ và đi qua hệ trao đổi chất của sinh vật. Vật chất có thể được giải độc hay trao đổi chất trong quá trình sinh hoá hay nó có thể bài tiết (thải ra) trong cùng dạng như khi vào sinh vật. Các mô hình trình bày sự hấp phụ, vận chuyển, phân bố, trao đổi chất, sự liên kết và bài tiết của các vật chất đi vào vật thể từ các nguồn bên ngoài gọi là mô hình dược lí động lực.

Pha động: chất độc và/hoặc các dẫn suất của nó không được thải tương tác với vật chất sinh học như các mô và tế bào của số đông sinh vật. Viêm mô tế bào và các quá trình khác có thể tác động mạnh dẫn đến bệnh tật.

Theo các tác động lên sinh vật, các vật chất độc hại có thể chia ra ba loại chính:

Chất gây ung thư: Các vật chất này có khả năng, tác động đến tốc độ phục chế của các tế bào. Chúng tạo thành các liên kết cùng hoá trị với các phân tử lớn như DNA. Phân tử tổng hợp rồi được xếp lại một cách tự phát để tạo ra các khối ung thư bên trong cơ thể. Các hợp chất hữu cơ ankin (C_nH_{2n-2}) thường coi là chất gây ung thư. Không may là, trừ một số trường hợp như chlorit vinyl, hầu hết chất gây ung thư được phân loại trong các chương trình quy tắc đã được nhận ra qua sự nội suy từ các thí nghiệm động vật.

Quái thai: các chất độc hoá học này gây ra các đột biến trong các tế bào nguyên sinh như là các tế bào thai. Các tương tác sinh hoá thích ứng có thể tạo các nguy hiểm cho bào thai như là cắt bỏ nguồn cung cấp các vitamin.

Các thay đổi sinh học: Các chất độc hoá học này có thể tạo các biến đổi không mong muốn trong DNA. Các biến đổi như thế, có thể trải qua từ thế hệ này sang thế hệ khác. Cùng với hiện tượng quái thai, có thể tạo ra sự không hoàn hảo khi sinh nở.

Sự tương tác của một số hoá chất độc hại có thể tạo ra các hiệu quả độc hại tổng hợp khác nhau lớn theo các thành phần riêng biệt. Khi ảnh hưởng đơn giản là tổng

của các tác động của từng thành phần riêng biệt, nó có thể được trình bày như là một phép cộng. Các tác động độc hại hiệp trợ thì lớn hơn tổng tác động đơn của từng thành phần riêng biệt. Một số chất độc hại khi kết hợp với nhau có thể bị huỷ bỏ một phần hay toàn bộ.

Các nguy hại ung thư tạo tiêu chuẩn cho hầu hết các đánh giá độc hại chất ô nhiễm và chương trình làm sạch khu vực. Như các thảo luận của Hội đồng nghiên cứu quốc gia (1988), các ảnh hưởng kết hợp của xuất lộ tới sự biến đổi khả năng chất gây ung thư đến các nguy hại do ung thư có thể được đánh giá khi giả thiết là các tác động được cộng lại, nhất là ở liều lượng thấp. Mô hình "nhiều giai đoạn" được khái quát, trong đó sự di chuyển liên tục của một tế bào thông thường sang tế bào ung thư xẩy ra qua một số giai đoạn được thảo luận ở đây theo phương pháp Whitlemocc và Keller (1978):

$$T_{it} = [\lambda_{it}][P_{it}] \qquad (7\text{-}1)$$

Trong đó:

T_{it} - xác suất tức thời mà tế bào hữu cơ quan tâm sẽ chuyển từ giai đoạn i sang giai đoạn (i + 1) tại thời điểm t;

P_{it} - xác suất mà tế bào hữu cơ ở giai đoạn i tại thời điểm t;

λ_{it} - tốc độ chuyển tế bào từ giai đoạn i sang giai đoạn (i + 1) trong thời gian t.

Nếu xem xét số các yếu tố gây ung thư, tốc độ chuyển của tế bào từ giai đoạn i sang giai đoạn (i + 1) được tính theo:

$$\lambda_{it} = \varepsilon_i = \sum_{i=1}^{n}\left[\gamma_{ij} x_{ji}\right] \qquad (7\text{-}2)$$

Trong đó: ε_i - tốc độ chuyển biến cơ sở cho giai đoạn thứ i;

γ_{ij} - tốc độ biểu hiện đơn vị cho yếu tố thứ j trong giai đoạn thứ i;

x_{ji} - tốc độ biểu hiện cho yếu tố thứ j tại thời điểm t.

Như giải thích của Hội đồng nghiên cứu quốc gia (1988), trong phương trình (7-2), giả thiết là các chất hoá học tác động độc lập lên các tế bào chủ. Có thể đưa ra các giả thiết bổ sung để mở rộng cách xử lí này để khi đánh giá tốc độ chết tuổi riêng biệt A_t do một loại đặc biệt của khối u trong một cơ quan riêng biệt. Nếu số tế bào N giả thiết là lớn và khoảng thời gian w giữa giai đoạn cuối và sinh trưởng của một tế bào trở thành khối u là hằng số thì:

$$A_t = \frac{[N]\partial P_k(t-w)}{\partial t} \qquad (7\text{-}3)$$

$$A_t = N\left[\lambda_{k-1}(t-w)\right]\left[P_{k-1}(t-w)\right] \qquad (7\text{-}4)$$

Thông số t là thời gian tới khi chết, k là trạng thái chuyển đổi cuối cùng và f_k là xác suất tế bào ở giai đoạn thứ k tại thời điểm t.

Trong quy trình kĩ thuật tiêu chuẩn, nồng độ các chất ô nhiễm riêng biệt mà ở trên giá trị đó, vật chất được xem là độc hại cho môi trường đã được định rõ trong các quy định. Các thủ tục thí nghiệm như phương pháp rửa lũa các đặc trưng độc hại (TCLP - Toxicity Characteristics Leaching Procedure) đã được phát triển (Stults 1993; Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1989b, Larose, 1995; Lee et al., 1994) để chiết các vật chất hoá học khỏicác chất thải có khả năng độc hại. Bảng 7.1 cho thấy mức nồng độ độc hại cho nhiều chất hoá học được rửa lũa từ các mẫu chất thải do Hội Bảo vệ môi trường Mỹ xác định.

Bảng 7.1. Mức nồng độ các chất hoá học được xác định là độc hại (các chất rửa lũa được tạo ra bằng phương pháp TCLP của Hội Bảo vệ môi trường Mỹ)

Asen	5,0	Hexachloro butadien	0,5
Bari	100,0	Hexachloro ethane	3,0
Benzen	0,5	Chì	5,0
Cadimi	1,0	Lindan	0,4
Cacbon terachloride	0,5	Thuỷ ngân	0,2
Chlorobenzen	100,0	Methoxychlor	10,0
Chloroform	6,0	Methylethylketon	200,0
o-Cresol	200,0	Nitrobenzen	2,0
m-Cresol	200,0	Pentachloro phenol	100,0
p-Cresol	200,0	Pyridin	5,0
2,4-D	10,0	Selen	1,0
1,4-Dichlorobenzen	7,5	Bạc	5,0
1,2-Dichloroethylen	0,7	Tetrachloro ethylen	0,7
2,4-Dinitrotoluen	0,13	Trichloro ethylen	0,5
Endrin	0,02	2,45-Trichloro phenol	2,0
Heptachlor và epoxid của nó	0,008	2,4,5-TP (Silvex)	1,0
Hexachlorobenzen	0,13	Vinyl chloride	0,2

7.1.2. Khả năng phản ứng

Khả năng phản ứng của một chất ô nhiễm là xu hướng mức độ tương tác hoá học với các vật chất khác. Được xem là nguy hại khi phản ứng có xu hướng mãnh liệt, dễ bột phát với nước và/hoặc các vật chất khác để tạo ra khí độc, khi phân huỷ có thể gây nổ. Các điều kiện của môi trường như nhiệt độ, áp suất và pH có ảnh hưởng lớn đến các phản ứng. Các vật chất phản ứng để thiết lập sự cân bằng nhiệt động. Trong một số trường hợp, phản ứng có thể tự phát (không cần năng lượng bên ngoài).

Cấu trúc hoá học của hợp chất là yếu tố quyết định khả năng phản ứng. Ví dụ, các liên kết không bão hoà trong hợp chất hữu cơ tạo chỉ số khả năng phản ứng. Manahan (1990) giải thích là nhiều hợp chất hữu cơ là sự kết hợp nitơ, cacbon và hydro có xu hướng rất hoạt động. Các ví dụ của các hợp chất này là các thuốc nhuộm nitơ và triazene. Các hợp chất vô cơ như halogen của nitơ, các hợp chất với liên kết kim loại - nitơ và halogen của oxit thì rất hoạt động.

7.1.3. Khả năng ăn mòn

Các chất ô nhiễm ăn mòn phân huỷ các vật liệu như mô cơ thể nguồi bằng cách tấn công hoá học và loại bỏ vật chất. Trong quy trình kĩ thuật, phạm vi mà các kim loại có thể giảm giá trị trong khi tiếp xúc với vật chất hoá học cũng được dùng làm chỉ số về sự nguy hại do ăn mòn các chất hoá học đối với vật chất sinh học. Các axit mạnh, bazơ mạnh, các chất oxi hoá và các yếu tố loại nước thì ăn mòn. Các vật chất có độ pH nhỏ hơn 2,0 (axit cao) và lớn hơn 12,5 (bazơ cao) được xem là nguy hại do khả năng ăn mòn cao. Các vật chất được coi là nguy hại nếu có thể ăn mòn thép với tốc độ 6,35 mm/năm. Ví dụ về các hợp chất ăn mòn cao là axit nitric (HNO_3), axit sunfuric (H_2SO_4), hydroxit natri (NaOH) và clorat natri ($NaClO_3$).

7.1.4. Khả năng bắt lửa

Khả năng bắt lửa của vật chất là khả năng dễ bốc cháy. Các từ ngữ đồng nghĩa khác là khả năng dễ cháy và khả năng dễ bắt lửa. Nói chung vật chất dễ bắt lửa sẽ bắt lửa kém nhanh hơn vật chất dễ cháy. Nhiệt độ tại đó hỗn hợp hơi hoá chất và không khí bắt lửa gọi là điểm vụt sáng của hoá chất. Các quy tắc xác định chất thải độc hại của Mỹ, phân chia các chất ô nhiễm là độc hại do khả năng bắt lửa thuộc một trường hợp bất kì sau đây:

- Vật chất lỏng với điểm vụt sáng nhỏ hơn 60°C.
- Vật chất không lỏng có thể gây cháy hay bắt lửa mạnh mẽ khi bắt lửa.
- Vật chất là khí bị nén hay một chất oxi hoá.

Cho mỗi vật chất có khả năng bắt lửa, có một phạm vi điển hình của tỉ số thể tích hơi/thể tích không khí mà vật chất có thể bắt lửa. Ở dưới tỉ số thấp nhất - giới hạn dưới khả năng bắt lửa, lượng hơi trong hỗn hợp không cho phép bắt lửa. Ở trên giới hạn trên khả năng bắt lửa, hỗn hợp xả hết hơi của không khí để xảy ra bắt lửa. Điểm vụt sáng của một số hợp chất phổ biến là methanol (12°C), toluen (4°C) và axeton (–20°C). Các giới hạn dưới và trên khả năng bắt lửa thấp nhất và cao nhất tương ứng là 6 và 37; 1,27 và 7,1; 2,6 và 13 (biểu hiện bằng lượng phần trăm thể tích trong không khí).

Oxi cần cho đốt cháy có thể được cấp hiệu quả nhất bằng một nhóm vật chất gọi là các chất oxi hoá. Các halogen và các hợp chất của chúng là các chất oxi hoá phổ biến. Một số chất oxi hoá điển hình sau đây: brôm (Br_2), clo (Cl_2), peroxit halogen (H_2O_2), oxit nitơ (N_2O), permanganate kali ($KMnO_4$) và dichromit natri ($Na_2Cr_2O_7$).

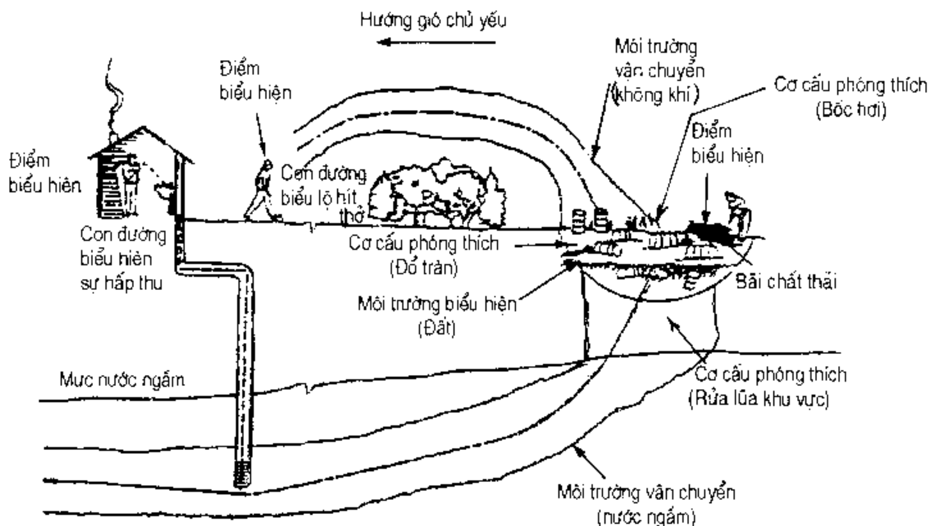
Sự tán thành bột có thể làm tăng khả năng bắt lửa của các vật liệu dễ cháy. Ví dụ, sự phân tán các hạt mịn của hydrocacbon lỏng trong không khí giàu oxi có thể có điểm vụt sáng thấp hơn của hidro cacbon lỏng. Cũng xảy ra như thế đối với các hạt rắn phân tán nhỏ như bột than, magiê và một số polyme được phân tán.

7.2. ĐÁNH GIÁ VỀ SỰ BIỂU HIỆN

Đánh giá về sự biểu hiện nhằm phân tích định tính và/hoặc định lượng về độ lớn, tần suất, thời gian và các cách tiếp xúc của các chất hữu cơ với yếu tố hoá học hay vật lí. Với đối tượng là con người, việc đánh giá về sự biểu hiện thường được tiến hành như là một phần của sự đánh giá nguy hại ảnh hưởng đến sức khoẻ của vùng bị ô nhiễm hay cho việc phân tích các kĩ thuật làm sạch môi trường. Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1989b) đã cho mô tả chi tiết về các yếu tố quyết định sự biểu hiện và các bước đánh giá chúng. Các bước chủ yếu như sau:

1. Các đặc trưng của môi trường vật lí.
2. Tìm hiểu về khả năng dân số.
3. Tìm hiểu về các cách có khả năng biểu hiện.
4. Đánh giá nồng độ biểu hiện.
5. Đánh giá các chất hoá học đưa vào.

Các quan hệ nội tại giữa các yếu tố này liên quan với sự xác định độ lớn các nồng độ chất ô nhiễm được thực hiện bởi các yếu tố biểu hiện riêng lẻ được thể hiện trong hình 7.1.



Hình 7.1: Các cách biểu hiện của con người với các chất ô nhiễm từ một khu vực chất thải

Việc đánh giá định lượng biểu hiện cần hai bước tính toán: đánh giá nồng độ biểu hiện và đánh giá các cách đặc biệt đưa vào. Để thuận tiện, thường sử dụng độ lớn biểu

hiện trong một khoảng thời gian đã cho. Nếu biểu hiện tổng được tiêu chuẩn hoá cho thời gian và trọng lượng vật thể thì gọi là lượng đưa vào và biểu thị bằng đơn vị nồng độ cho mỗi trọng lượng vật thể - thời gian (ví dụ: mg hoá chất/kg trọng lượng vật thể - ngày). Ba nhóm thông số cơ bản trong phương trình lượng đưa vào cơ bản nhất. Các nhóm cơ bản là:

- Một biến mô tả nồng độ chất hoá học tại điểm biểu hiện.

- Các biến mô tả dân cư có liên quan với các đặc trưng con người và cơ hội tiếp xúc với chất ô nhiễm (mức độ tiếp xúc, tần số và thời gian biểu hiện, trọng lượng cơ thể).

- Một biến mô tả khoảng thời gian tiếp xúc.

Phương trình cơ bản nhất để định lượng cho lượng đưa vào như sau:

$$I = C\left[\frac{(CR)(EF)(ED)}{(BW)}\right]\frac{1}{AT} \quad (7\text{-}5)$$

Trong đó:

I - lượng đưa vào - lượng chất hoá học tại mặt phân cách trao đổi của cơ thể (M/M.T);

C - nồng độ chất hoá học - nồng độ trung bình được tiếp xúc trong khoảng thời gian biểu hiện (M/L^3);

CR - mức độ tiếp xúc - định lượng môi trường bị ô nhiễm đã tiếp xúc cho mỗi thời gian hay sự kiện (L^3/T);

EF - tần số biểu hiện (T/T);

ED - thời gian biểu hiện (T);

BW - trọng lượng cơ thể - trọng lượng cơ thể trung bình trong khoảng thời gian biểu hiện (M);

AT - thời gian trung bình - khoảng thời gian mà sự biểu hiện được lấy trung bình.

Cũng cần ghi nhớ là phương trình (7-5) và các đại diện của nó được dự kiến cho các cách xuất hiện và các loại sử dụng đất. Bảng 7.2 tóm tắt các cách biểu hiện phổ biến cho các chất ô nhiễm trong môi trường khác nhau liên quan với ba cách sử dụng đất. Một số quá trình lí hoá làm biến đổi và/hoặc vận chuyển các chất ô nhiễm từ một nguồn chất thải đến các điểm biểu hiện được liệt kê trong bảng 7.3. Một số trong các quá trình này (rửa lũa, hoá bụi và bay hơi) đã được đề cập trong chương 6. Có thể dùng nhiều thông số để tính mức độ tiếp xúc CR. Trong trường hợp tiếp xúc trên mặt với các chất hoá học có trong nước, CR được tính theo:

$$CR = (SA)(AF)(ABS) \quad (7\text{-}6)$$

Trong đó: CR - mức độ tiếp xúc (L^3/T hay M/T);

SA - diện tích bề mặt da có khả năng tiếp xúc (L^2/T);

ΔF - hệ số dính đất - da (M/L^2);

ABS - hệ số hấp phụ (nhỏ hơn đơn vị).

Bảng 7.2. Các cách biểu hiện của con người với các hoá chất có mặt trong các môi trường khác nhau theo ba cách sử dụng đất (theo Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1989b)

Môi trường biểu hiện \ Cách biểu hiện	Cư trú	Thương mại/công nghiệp	Giải trí
Nước ngầm			
Hấp phụ	L	A	-
Tiếp xúc da	L	A	-
Nước mặt			
Hấp phụ	L	A	L, C
Tiếp xúc da	L	A	L, C
Cặn			
Hấp phụ ngẫu nhiên	C	A	C
Tiếp xúc da	C	A	L, C
Không khí			
Hít vào các hoá chất pha hơi			
Trong nhà	L	A	-
Ngoài nhà	L	A	L
Hít vào các hạt			
Trong nhà	L	A	-
Ngoài nhà	L	A	L
Đất/bụi			
Hấp phụ phụ	L, C	A	L, C
Tiếp xúc da	L, C	A	L, C
Thức ăn			
Hấp phụ			
Cá và loài giáp xác	L	-	L
Thịt và thịt thú săn	L	-	L
Sữa chế biến	L, C	-	L
Trứng	L	-	L
Rau	L	-	L

L - biểu hiện quãng thời gian sống; C - biểu hiện ở trẻ em có ý nghĩa hơn ở người lớn;
A - biểu hiện cho người lớn (biểu hiện cao nhất dường như trong hoạt động nghề nghiệp);
- biểu hiện của nhóm dân chúng, theo cách này dường như không xảy ra.

Bảng 7.3. Các quá trình cơ bản biến đổi chất ô nhiễm và vận chuyển bởi các điểm biểu hiện và các biên vào con người (theo Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1989b)

Môi trường tiếp nhận	Cơ cấu giải thoát	Nguồn giải thoát
Không khí	Bốc hơi	Các chất thải trên mặt - phá, hồ nhỏ, hố, đánh đổ
		Nước trên mặt bị ô nhiễm
		Đất trên mặt bị ô nhiễm
		Đất ẩm bị ô nhiễm
	Tạo ra bụi phù du	Đất trên mặt bị ô nhiễm
		Các đống chất thải
Nước trên mặt	Dòng chảy trên mặt	Đất trên mặt bị ô nhiễm
	Dòng chảy tràn trên mặt không quy tắc	Dòng tràn qua phá
		Đánh đổ, chỗ chứa bị rò rỉ
	Ngấm của nước dưới đất	Nước dưới đất bị ô nhiễm
Nước ngầm	Rửa lũa	Các chất thải trên mặt hay bị chôn vùi
		Đất bị ô nhiễm
Đất	Rửa lũa	Các chất thải trên mặt hay bị chôn vùi
	Dòng chảy trên mặt	Đất trên mặt bị ô nhiễm
	Dòng chảy tràn trên mặt không quy tắc	Dòng chảy tràn qua phá
		Đánh đổ, chỗ chứa bị rò rỉ
	Tạo ra/lắng đọng bụi phù du	Đất trên mặt bị ô nhiễm
		Các đống chất thải
	Sự theo dõi	Đất trên mặt bị ô nhiễm
Trầm đọng	Dòng chảy trên mặt	Các chất thải trên mặt - phá, hồ nhỏ, hố, đánh đổ
	Dòng chảy tràn trên mặt không quy tắc	Đất trên mặt bị ô nhiễm
	Ngấm của nước dưới đất	Nước ngầm bị ô nhiễm
	Rửa lũa	Các chất thải trên mặt hay được chôn vùi
		Đất bị ô nhiễm
Vùng sinh vật	Sự chấp nhận (tiếp xúc trực tiếp, hấp phụ, hít vào)	Đất, trầm tích, nước ngầm, nước trên mặt hay không khí bị ô nhiễm
		Vùng sinh vật khác

Giá trị bằng số của AF và SA tương ứng vào khoảng 1,45 - 2,77 mg/cm^2 và < 0,3m^3 cho mỗi thời gian xác định. ABS biến đổi lớn cho các chất ô nhiễm khác nhau.

Thường cần phát triển và sử dụng các chỉ số để đánh số hệ số an toàn với các tác động gây hại đến sức khoẻ con người bởi các chất ô nhiễm. Vì thế, có thể đánh giá mối nguy hại tác động đến sức khoẻ (như ung thư) bằng cách kết hợp các phương trình biểu hiện ô nhiễm với các đánh giá chắc chắn về chất ô nhiễm đối với chứng bệnh. Trong hệ thống quy trình, việc tách riêng các nguy hại gây ung thư và không gây ung thư để xem xét là thích hợp.

7.2.1. Các nguy hại gây ung thư

Một số chất ô nhiễm hoá học là chất gây ung thư: phương pháp định lượng nguy hại gây ung thư là đánh giá khả năng gia tăng mà một cá nhân sẽ bộc lộ ung thư trong suốt quãng đời do biểu hiện của chất hoá học. Có thể dùng hai phương pháp tính toán sau: mô hình liều lượng thấp tuyến tính cho các nguy hại dưới 0,01 và mô hình một cú đánh cho trường hợp liều lượng có khả năng cao (> 0,01).

Trong mô hình liều lượng thấp tuyến tính, nguy hại gây ung thư được tính theo:

$$R_c = I_c.SF \tag{7-7}$$

Trong đó:

R_c - nguy hại gây ung thư - khả năng phát triển bệnh ung thư riêng biệt do biểu hiện của chất ô nhiễm (phần nhỏ hơn đơn vị);

I_c - lượng đưa vào gây bệnh kinh niên được trung bình hoá trong 70 năm (mg/kg-ngày);

SF - hệ số độ dốc (mg/kg-ngày).

Dùng dạng thích hợp phương trình biểu hiện (7-5) để tính lượng đưa vào hàng ngày gây bệnh mãn tính. Về nhận thức, hệ số độ dốc là tỉ số tần suất gây ung thư với lượng chất ô nhiễm được đánh giá. Nói chung, nó là biên trên (thường là phân vị thứ 95) giới hạn tin cậy của độ dốc đồ thị phản ứng liều lượng biểu hiện bằng đơn vị (mg/kg-ngày). Độ lớn của hệ số độ dốc có thể xem như nguy hại cho mỗi lượng đơn vị chất ô nhiễm. Một giả thiết xác thực trong khi dùng các hệ số độ dốc là không có mức lượng ngưỡng mà bên dưới nó nguy cơ ung thư bằng không.

Cũng có thể thích hợp để biểu hiện các tác động gây ung thư của một chất ô nhiễm đối với nguy hại cho mỗi nồng độ đơn vị của chất ô nhiễm trong phương tiện tiếp xúc của con người. Điều này đặc biệt hữu ích khi đánh giá các lợi ích sức khoẻ có khả năng của các kĩ thuật (quản lí) giám sát nguy hại có thể là hậu quả trong các hoạt động làm sạch chất ô nhiễm, lưu giữ hay các xử lí khác. Dùng phương trình (7-8) có thể đánh giá nguy hại đơn vị:

$$UR = \frac{SF.E_i}{70kg.1000} \tag{7-8}$$

Trong đó:

UR - nguy hại đơn vị cho môi trường quan tâm đặc biệt (phần cho mỗi $\mu g/m^3$);

E_i - lượng tiêu thụ về nước (2l/ngày) hoặc lượng không khí hít vào (20 m^3/ngày).

Trọng lượng cơ thể đại diện là 70kg.

Ngoài ra, dùng hệ số 1000 như là mẫu thức để chuyển từ miligram [đơn vị của yếu tố độ dốc: $(mg/kg\text{-}ngày)^{-1}$] sang μg [đơn vị của nguy cơ đơn vị $(\mu g/m^3)^{-1}$ cho không khí và $(\mu g/L)^{-1}$ cho nước.

Khi coi nguy cơ ung thư là do nhiều chất ô nhiễm biểu hiện qua nhiều cách khác nhau thì có thể đánh giá sự nguy hại gây ung thư liều lượng thấp như sau:

$$TR_c = \sum_{j=1}^{k}\sum_{i=1}^{n}(I.SF)_{ij} \tag{7-9}$$

Trong đó:

TR_c - nguy hại ung thư tổng - khả năng một cá nhân sẽ biểu hiện ung thư (phần nhỏ hơn đơn vị);

I_{ij} - lượng đưa vào hàng ngày gây bệnh kinh niên bằng cách biểu hiện thứ j của chất ô nhiễm thứ i (mg/kg-ngày);

SF_{ij} - hệ số độ dốc cho chất ô nhiễm thứ i được tiếp xúc theo cách biểu hiện thứ j $[(mg/kg\text{-}ngày)^{-1}]$;

n - tổng các chất ô nhiễm gây ung thư;

k - tổng các cách biểu hiện.

Với mô hình đột biến, nguy cơ biểu hiện bệnh ung thư cho một cá nhân do một chất ô nhiễm theo một cách riêng có thể tính theo phương trình:

$$R_c = 1 - \exp(-I_c.SF) \tag{7-10}$$

Các thông số đã được định nghĩa cho phương trình (7-7). Quan hệ tương ứng cho giá trị nguy hại tổng hợp cho tất cả các chất ô nhiễm gây ung thư đối với toàn bộ cách biểu hiện là:

$$TR_c = \sum_{j=1}^{k}\sum_{i=1}^{n}\left[1 - \exp(-I_c.SF)_{ij}\right] \tag{7-11}$$

Toàn bộ các thông số được định nghĩa như phương trình (7-9). Bằng cách dùng phương trình (7-9) và (7-11), giả thiết khả năng chặt chẽ (chính xác) của các nguy hại ung thư từ các chất gây ung thư nhận biết và bỏ qua các tác động hiệp trợ. Ngoài ra giả thiết các tác động của các chất gây ung thư là như nhau.

7.2.2. Nguy hại không gây ung thư

Trong trường hợp chất không gây ung thư giả thiết là tác động bất lợi của sự biểu hiện bởi chất ô nhiễm không có ý nghĩa quan trọng (hoặc rõ ràng) trừ khi đối tượng biểu hiện bởi liều lượng ở trên mức tiêu chuẩn. Sự tồn tại liều lượng ngưỡng có thể quy cho

cơ cấu sinh lí bảo vệ. Sự thách thức là xác định biên trên của liều lượng ngưỡng được dùng như là giới hạn sai số của cơ thể. Với cùng liều lượng của một chất ô nhiễm, tính nhạy cảm của con người thì thay đổi và không chính xác khi nội suy số liệu độc hại từ các dân tộc khác, do vậy cần tiếp tục cập nhật các giá trị về liều lượng giới hạn.

Các đánh giá về nguy hại của các tác động không gây ung thư của các chất ô nhiễm thường dựa trên lượng chuẩn RfD (reference dose), đã được Hội Bảo vệ môi trường Mỹ đề cập khá chi tiết (1980). Theo định nghĩa của Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1989b), RfD thường xuyên là mức biểu hiện hàng ngày cho cư dân mà trong cả cuộc đời dường như các tác động không có nguy hại đáng kể. Các giá trị RfD thường xuyên là cơ sở để chống lại các tác động biểu hiện lâu dài chất ô nhiễm, trong khi RfD gần thường xuyên đề cập các tác động của sự biểu hiện ngắn hạn hơn. Hiện thời RfD được dùng để thay thế cho đại lượng có trước: lượng đưa vào được chấp nhận hàng ngày (ADI) và lượng đưa vào được chấp nhận lâu dài (AIC).

Tương đối không đáng tin cậy khi đánh giá RfD. Thông số này có thể được đánh giá theo các kết quả thực nghiệm về phản ứng liều lượng cho các chất không gây ung thư và/hoặc qua việc dùng các số liệu độc dược thích hợp. Trong các phản ứng liều lượng, việc xác định các giới hạn phản ứng là hữu ích, có thể dùng các hệ số không xác định thích hợp để đánh giá RfD theo phương trình sau:

$$RfD = \frac{NOAEL}{\left[\prod_{i=n}^{n} UF_i\right] MF} \qquad (7\text{-}12)$$

Trong đó:

RfD - liều lượng chuẩn (mg/kg-ngày);

NOAEL - liều lượng chất ô nhiễm ở mức tác dụng bất lợi không được quan sát (mg/kg-ngày);

UF_i - hệ số không xác định;

MF - hệ số biến đổi có giá trị từ 1 đến 10, được người sử dụng xét đến các bất thường trong dữ liệu về chất hoá học khi các bất thường đó không bao hàm bởi UF_s bất kì.

NAOEL có thể tính theo các kết quả thực nghiệm về phản ứng liều lượng là mức độ biểu hiện tại đó không làm tăng lớn về sinh học hay thống kê trong các tác động bất lợi nghiêm trọng hay thường xuyên diễn ra trong cư dân được giám sát. Các mức độ phản ứng liều lượng khác là mức tác động không được quan sát (NOEL) và mức độ tác động bất lợi được quan sát thấp nhất (LOAEL). NOEL thích hợp với tất cả tác động (bất lợi hay tích cực). Các hệ số không xác định thường dùng để xét bởi các nguồn bất thường sau đây;

1. Khả năng biến đổi của toàn thể cư dân, trẻ em và trung niên nhạy cảm với chất ô nhiễm nhiều hơn.

2. Việc nội suy số liệu phản ứng liều lượng được rút ra từ các thực nghiệm trên động vật để suy cho người.

3. Sử dụng NAOEL được rút ra từ các số liệu không phải từ các bệnh kinh niên.

4. Dùng LOAEL hơn là NOAEL.

Với một cách biểu hiện, cho một chất ô nhiễm có thể dùng số liệu lưu lượng chuẩn để phát triển hệ số không gây ung thư sau đây:

$$H = \frac{I_c}{RfD} \tag{7-13}$$

Trong đó: H - hệ số nguy hại không gây ung thư (nhỏ hơn đơn vị);

I_c và RfD đã được định nghĩa.

Các thành phần này cũng như thời gian bao trùm (kinh niên hay bán kinh niên) phải giống hệt nhau. Tại hầu hết các khu vực bị ô nhiễm một số chất không gây ung thư ở trong môi trường có nhiều cách biểu hiện,nguy hại tổng có thể biểu hiện theo phương trình:

$$TH = \sum_{j=1}^{k}\sum_{i=1}^{n} H_{ij} \tag{7-14}$$

$$TH = \sum_{j=1}^{k}\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{I_{ij}}{RfD_{ij}}\right) \tag{7-15}$$

Trong đó: TH - chỉ số nguy hại tổng (nhỏ hơn đơn vị);

I_{ij} - mức biểu hiện cho chất ô nhiễm thứ i theo cách biểu hiện thứ j;

RfD_{ij} - liều lượng chuẩn cho chất ô nhiễm thứ i theo cách biểu hiện thứ j (mg/kg-ngày);

H_{ij} - hệ số nguy hại cho chất ô nhiễm thứ i theo cách biểu hiện thứ j;

n - tổng các chất ô nhiễm có biểu hiện không gây ung thư;

k - tổng các cách biểu hiện.

Theo phương trình (7-15) các giá trị H và TH nhỏ hơn 1,0 nhiều và mong muốn nhiều hơn là chúng gần 1,0 hay lớn hơn. Có thể dùng các giá trị lớn hơn 1 để phán xét các hoạt động giám sát nguy hại cho khu vực quan tâm.

Trong phạm vi kĩ thuật địa môi trường, mục đích đánh giá sự biểu hiện và đánh giá nguy hại kèm theo là xác định sự cần thiết để thực hiện có hiệu lực sự đo đạc giám sát kĩ thuật. Các đo đạc như thế chủ yếu kết quả có thể làm giảm mối nguy hại qua tác động đến nồng độ các chất ô nhiễm tại nguồn hoặc các điểm lộ. Cách bố trí vùng bị ô nhiễm, các đặc trưng của môi trường vận chuyển để chất ô nhiễm phóng thích, các yếu tố khí hậu và sự gần gũi của các điểm lộ tới khu dân cư là một số các yếu tố tới hạn tác động trực tiếp hay gián tiếp mức độ nguy hại cho các phương trình

đã được đề cập trong chương này. Mục tiêu của sự phân tích này là mối nguy hại cho sức khoẻ con người. Mối nguy hại kinh tế cũng được đánh giá mặc dù cần xem xét nhiều yếu tố hơn. Một số nhà nghiên cứu đã phát triển các chỉ số tổn thương khu vực để dùng trong khi so sánh với nhau các nguy hại và nguy hiểm đi cùng vùng bị ô nhiễm và các vùng có thể nhạy cảm với ô nhiễm. Ví dụ của các chỉ số này là các chỉ số nguy hại (Aller et al, 1985), mô hình phân tích ích lợi của những đóng góp (Call và Merkhofer, 1988) và khá nhiều các mô hình được Hushon và Kornreich (1984), Shahane và Inman (1987), Mayernik và Fehrenkam (1992), Merz (1988) và Mikroundis et al., 1986) mô tả.

7.3. ĐÁNH GIÁ NGUY HẠI CƠ BẢN CHO MỨC ĐỘ LÀM SẠCH ĐƯỢC YÊU CẦU

Mục đích chủ yếu của các chương trình xử lý vùng bị ô nhiễm là làm sạch và giảm nồng độ các chất ô nhiễm mục tiêu tại nguồn hoặc các điểm biểu hiện tới mức có thể chấp nhận được. Bằng cách xác định các nguy hại được chấp nhận lớn nhất và sắp xếp lại các phương trình đánh giá nguy hại như (7-5), (7-7), (7-9), (7-10), (7-11), (7-13) và (7-15); nồng độ lớn nhất của các chất ô nhiễm riêng biệt cho phép trong mỗi môi trường có thể được tính ngược. Phương pháp này có ích cho sự chọn lựa sơ đồ xử lí (bao gồm biện pháp kĩ thuật) có thể hiệu quả trong việc làm giảm nồng độ chất ô nhiễm tới các mức mong muốn.

Thông thường người ta khuyên là cần định rõ việc sử dụng đất để làm gì (thương mại, cư trú hay nông nghiệp v.v...) trước khi áp dụng các phương trình. Thời gian sử dụng đất cơ bản tác động đến các giá trị tự chọn hoặc đánh giá trực tiếp giá trị một số thông số của các phương trình đánh giá sự nguy hại dùng trong các tính toán ngược nồng độ lớn nhất của các chất ô nhiễm cần quan tâm. Như đã đề cập trong các mục trước, các tác động gây ung thư được xử lí tách khỏi các tác động không gây ung thư. Ngoài ra, mỗi môi trường bị ô nhiễm (nước, đất hay không khí) có thể biểu hiện các nguy hại bằng một hay nhiều cách. Ví dụ, với việc dùng đất cho cư trú, với mục đích lập được các phương trình tính ngược các giới hạn nồng độ được chấp nhận lớn nhất cho các chất ô nhiễm từ môi trường nước, thì có thể biểu hiện như sau:

Tổng nguy hại từ nước	=	Nguy hại của sự hấp phụ nước	+	Nguy hại của sự hít các chất dễ bay hơi từ nước

Với các tác động gây ung thư, nguy hại chấp nhận lớn nhất thường được định là 10^{-6} trong khi một hệ số nguy hiểm tổng là 1,0 thường là giới hạn trên cho các tác động không gây ung thư. Phương pháp tính nồng độ lớn nhất của một chất ô nhiễm tại điểm xuất lộ qua xem xét tất cả con đường có thể đóng góp vào mối nguy hại quy cho chất ô nhiễm.

7.3.1. Mức độ làm sạch cho đất

Với các sử dụng đất để cư trú hoặc thương mại/công nghiệp, áp dụng con đường xuất hiện hấp phụ. Ngoài ra, cho con đường thương mại/công nghiệp có cách khác là hít các chất bay hơi từ đất và hít các hạt từ đất (bởi các công nhân).

Đất cư trú

Để sử dụng đất cư trú, nguy hại tổng được quy cho con đường hấp phụ. Với các tác động gây ung thư, phương trình nguy hại thích ứng và sự sắp xếp lại phương trình cho đất đối với nồng độ lớn nhất được biểu thị theo các phương trình:

$$R_c = SF.I_c = SF_o\left[\frac{(C\times 10^{-6}\,kg/mg)(EF)(IF)}{(AT\times 365\text{ ngày/năm})}\right] \quad (7\text{-}16)$$

$$C = \frac{(R_c)(AT\times 365\text{ ngày/năm})}{(SF\times 10^{-6}\text{ kg/mg})(EF)(IF)} \quad (7\text{-}17)$$

Trong đó:

C - mức điều trị cơ sở nguy hại cho chất ô nhiễm mục tiêu (mg/kg của chất ô nhiễm trong đất);

R_c - mối nguy hại ung thư riêng biệt vượt quá mục tiêu (thường xác định là 10^{-6})

SF_o - hệ số độ dốc bệnh ung thư miệng [(mg/kg-ngày)$^{-1}$];

AT - thời gian trung bình hoá (năm); giá trị tự chọn là 70 năm;

EF - tần số xuất hiện (ngày/năm); giá trị tự chọn là 350 ngày/năm;

IF - hệ số hấp phụ đã hiệu chỉnh năm (mg năm/kg-ngày); giá trị tự chọn là 114 mg.năm/kg.ngày [ghi nhớ là trong sách này ED của phương trình (7-5) được hợp nhất].

Với các tác động không gây ung thư, hệ số nguy hại không ung thư biểu thị bằng phương trình (7-13) có thể sắp xếp lại như sau:

$$H = \frac{1}{RfD_o}\left[I_c\right] = \frac{1}{RfD_o}\left[\frac{(C\times 10^{-6}\,kg/mg)(EF)(IF)}{(AT\times 365\text{ ngày/năm})}\right] \quad (7\text{-}18)$$

$$C = \frac{(RfD_o)(H)(AT\times 365\text{ ngày/năm})}{(10^{-6}\text{ kg/mg})(EF)(IF)} \quad (7\text{-}19)$$

Trong đó:

H - chỉ số nguy hại mục tiêu (nhỏ hơn đơn vị); thường xác định < 1,0;

RfD_o - liều lượng chuẩn cho bệnh mãn tính vùng miệng (mg/kg-ngày);

AT - thời gian trung bình (năm), giá trị tự chọn là 30 năm.

Các thông số khác và các giá trị tự chọn tương ứng đã được đề cập cho các phương trình (7-16) và (7-17).

Đất sử dụng cho thương mại/công nghiệp

Cho sử dụng thương mại hay công nghiệp giả thiết sự phá hoại đất do thiết bị nặng và xe cộ làm tăng khả năng phát xạ của các hạt và các chất dễ bay hơi, có thể được các công nhân hít vào. Các cách xuất hiện thêm được minh hoạ bằng ví dụ xuất hiện trên da có thể thích ứng tại một số khu vực. Luôn cần phải nhận ra các cách xuất hiện thích hợp cho khu vực riêng biệt.

Giới hạn nồng độ cho một chất ô nhiễm trong đất tại khu vực được dùng cho mục đích thương mại/công nghiệp dựa trên các tác động sức khoẻ có thể được tính theo cơ cấu bố trí sau đây của phương trình nguy hại (chỉ có 3 cách được dùng trong ví dụ sau đây):

- Nguy hại gây ra do công nhân hấp phụ đất;
- Nguy hại gây ra do công nhân hít các hơi dễ bay;
- Nguy hại gây ra do công nhân hít các hạt bụi.

Với các tác động gây ung thư có thể kết hợp hai nguy hại hít vào (cho các chất dễ bay hơi và các hạt) sao cho phương trình nguy hại tổng tạo ra là dạng mở rộng của phương trình (7-9):

$$TR_c = \frac{(SF_o)(C \times 10^{-6}\ kg/mg)(EF)(IF)(IR_s)}{(BW)(AT \times 365\ \text{ngày/năm})} + \\ + \frac{(SF_i)(C)(EF)(ED)(IR_s)(1/VF) + (1/PEF)}{(BW)(AT \times 365\ \text{ngày/năm})} \qquad (7\text{-}20)$$

Bằng cách sắp xếp lại cho biểu thức tính nồng độ C:

$$C = \frac{(TR_c)(BW)(AT \times 365\ \text{ngày/năm})}{(EF)(FD)\left[(SF_o \times 10^{-6}\ kg/mg)(IR_s) + (SF_i)(IR_a)(1/VF) + (1/PEF)\right]} \qquad (7\text{-}21)$$

Trong đó:

C - nồng độ chất hoá học trong đất (mg/kg);

TR_c - nguy hại ung thư toàn bộ cuộc sống cá nhân vượt quá mục tiêu (nhỏ hơn đơn vị - thường xác định bằng 10^{-6});

SF_i - hệ số độ độc bệnh ung thư do hít chất ô nhiễm vào $[(mg/kg\text{-ngày})^{-1}]$;

SF_o - hệ số độc do bệnh ung thư vùng miệng cho chất ô nhiễm $[mg/kg\text{-ngày})^{-1}]$;

BW - trọng lượng cơ thể người trung niên (kg); giá trị tự chọn = 70kg;

AT - thời gian trung bình (năm); giá trị tự chọn = 70 năm;

EF - tần số xuất hiện (ngày/năm); giá trị tự chọn = 250 ngày/năm;

ED - thời gian xuất hiện (năm); giá trị tự chọn = 25 năm;

IR_s - mức độ hấp phụ đất (mg/ngày); giá trị tự chọn = 50 mg/ngày;

IR_o - mức độ hít vào trong ngày lao động (m^3/ngày); giá trị tự chọn = 20 m^3/ngày;

VF - hệ số bốc hơi đất và không khí cho hoá chất (m^3/kg);

PEF - hệ số phát tán hạt (m^3/kg); giá trị tự chọn = $4,63 \times 10^9$ m^3/kg.

Có thể tính các hệ số phát tán VF và PEF như sau:

$$VF = \left[\frac{(LS)(V)(DH)}{A}\right]\left[\frac{\left[(3,14)\alpha(T)\right]^{0,5}}{(2)(D_{ei})(E)(K_{as})(10^{-3}\ kg/g)}\right] \quad (7\text{-}22)$$

Trong đó:

$$\alpha = \frac{(D_{ei})(E)}{E + (\rho_s)\left[(1 - E)/K_{as}\right]};$$

VF - hệ số bốc hơi của đất vào không khí (m^3/kg);

LS - chiều dài vùng bị ô nhiễm (m);

V - tốc độ gió trong vùng hỗn hợp (m/s); giá trị tự chọn = 2,25 m/s;

DH - chiều cao phân tán (m); giá trị tự chọn = 2m;

A - diện tích ô nhiễm (cm^2);

D_{ei} - độ khuếch tán hiệu quả của chất ô nhiễm; giá trị tự chọn = $D_i \times E^{0,33}$;

E - độ rỗng thực của đất (nhỏ hơn đơn vị); giá trị tự chọn = 0,35;

K_{as} - hệ số phân chia đất - không khí (g đất/cm^3 không khí); giá trị tự chọn = $41(H/H_d)$;

ρ_s - dung trọng thực của đất (dung trọng hạt) (g/cm^3); giá trị tự chọn 2,65 g/cm^3;

T - khoảng thời gian xuất lộ (s); giá trị tự chọn = $7,9 \times 10^8$s;

D_i - độ phân tán phân tử của chất ô nhiễm (cm^2/s);

H - hằng số định luật Henry của chất ô nhiễm (atm.m^3/mol);

K_d - hệ số phân chia đất - nước của chất ô nhiễm (cm^3/g); = $(K_{oc})(OC)$ cho các chất ô nhiễm hữu cơ;

K_{oc} - hệ số phân chia cacbon hữu cơ của chất ô nhiễm (cm^3/g);

OC - lượng cacbon hữu cơ của đất (phần nhỏ); giá trị tự chọn = 0,02.

Phải nhớ là α không biểu thị một hệ số đặc trưng cơ bản nào đó, mà chỉ nhằm thu góp các số hạng và có đơn vị là cm^2/s. Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1991) cũng đưa ra phương trình xác định hệ số phân tán hạt PEF có dạng:

$$PEF = \left[\frac{(LS)(V)(DH)(3600 s/h)}{A}\right]\left\{\frac{1000\ g/kg}{(0,036)(1-G)(\mu_m/\mu_t)}\left[F(X)\right]\right\} \quad (7\text{-}23)$$

Trong đó:

PEF - hệ số phát tán hạt (m^3/kg); giá trị tự chọn = $4,63 \times 10^9$ m^3/kg;

G - phần lớp phủ thực vật (nhỏ hơn đơn vị); giá trị tự chọn = 0;

μ_m - tốc độ gió hàng năm trung bình (m/s); giá trị tự chọn = 4,5 m/s;

μ_t - giá trị ngưỡng tương đương của tốc độ gió tại độ cao 10m (m/s); giá trị tự chọn = 12,8 m/s;

F(X) - một hàm số của tỉ số μ_m/μ_t (nhỏ hơn đơn vị); giá trị tự chọn = 0,0497.

Tất cả các thông số khác đã định nghĩa cho phương trình (7-22). Số 0,036 trong phương trình (7-23) là giá trị gần đúng phần nhỏ các hạt được hô hấp, có đơn vị g/cm^3-giờ.

Đối với các tác động không gây ung thư thích ứng cho môi trường đất được dùng cho mục đích thương mại hay công nghiệp, thì phương trình nguy hại dùng để tính ngược nồng độ chất ô nhiễm mục tiêu, được lập tương tự cách thức biểu thị bằng phương trình (7-20). Giá trị chỉ số nguy hại mục tiêu tổng là 1,0 và sử dụng các giá trị tham khảo thích hợp.

7.3.2. Mức độ làm sạch nước ngầm

Sau đây là phương pháp tương tự phương pháp đã dùng cho đất trong mục 7.3.1, phương trình nguy hại được lập bao trùm nhiều cách biểu hiện có ý nghĩa quan trọng cho khu vực. Với việc sử dụng đất để cư trú, hấp phụ nước và các khí hít vào từ nước là hai con đường phổ biến. Khi dùng đất cho thương mại, cần giảm tần số xuất hiện EF trong các tính toán. Sử dụng ví dụ về các tác động gây ung thư đối với nước dưới đất ô nhiễm trong môi trường cư trú, giới hạn nồng độ lớn nhất cơ bản gây nguy hại do hấp phụ và hít khí bay hơi được xác định theo:

$$TR_c = \left[\frac{(SF_o)(C)(IR_w)(EF)(ED)}{(BW)(AT \times 365 \text{ ngày/năm})}\right] + \left[\frac{(SF_i)(C)(K)(IR_a)(EF)(ED)}{(BW)(AT \times 365 \text{ ngày/năm})}\right] \quad (7\text{-}24)$$

Bằng cách bố trí lại:

$$C = \frac{(TR_c)(BW)(AT \times 365 \text{ ngày/năm})}{(EF)(ED)\left[(SF_i)(K)(IR_a) + (SF_o)(IR_w)\right]}$$

Trong đó:

C - nồng độ hoá chất cơ bản nguy hại trong nước (mg/l);

TR_c - nguy hại bệnh ung thư mục tiêu cho cả cuộc đời bệnh nhân (nhỏ hơn đơn vị), thường lấy 10^{-6};

SF_i - hệ số độ độc bệnh ung thư phổi bởi chất ô nhiễm [(mg/kg-ngày)$^{-1}$];

SF_o - hệ số độ độc bệnh ung thư miệng bởi chất ô nhiễm [(mg/kg-ngày)$^{-1}$];

BW - trọng lượng cơ thể trung niên (kg); giá trị tự chọn = 70 kg;

AT - thời gian trung bình (năm); giá trị tự chọn = 70 năm;

EF - tần số xuất hiện (ngày/năm); giá trị tự chọn = 350 ngày/năm;

ED - thời gian xuất hiện (năm); giá trị tự chọn = 30 năm;

IR_a - mức độ hít vào trong nhà hàng ngày (m^3/ngày); giá trị tự chọn 15 m^3/ngày;

IR_w - mức độ hấp phụ nước hàng ngày (*l*/ngày); giá trị tự chọn = 2 *l*/ngày;

K - hệ số bốc hơi (nhỏ hơn đơn vị); giá trị tự chọn = 0,0005 × 1000 *l*/m^3, do Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1991) đề nghị.

Việc tính toán mức nồng độ cơ bản gây nguy hại cho hoạt động xử lí cần các nhóm số liệu khác nhau: số liệu về độc dược, số liệu về các đặc trưng của chất ô nhiễm và môi trường xuất lộ, số liệu sử dụng đất cũng như các hoạt động văn hoá của cư dân chính trong vùng.

Trong các số liệu dùng để tính toán có các số liệu không được tin cậy. Mặc dầu vậy, phương pháp đánh giá nguy hại là cách duy lí nhất để phán xét các hoạt động làm sạch và đánh giá các biện pháp kĩ thuật có hiệu quả làm giảm sự nguy hại đến sức khoẻ con người tại điểm xuất lộ.

Chương 8

CÁC NGUYÊN LÍ CỦA KĨ THUẬT XỬ LÍ HIỆN TRƯỜNG VÀ VẬT LIỆU ĐỊA KĨ THUẬT

Mục đích của chương này tập trung vào các nguyên lí của các kĩ thuật xử lí khác nhau cho vùng bị ô nhiễm và các vật liệu được khai thác. Một số nguồn quá thừa cho các đề xuất và các kết hợp của những kĩ thuật dựa trên nhiều phương pháp và kĩ thuật xử lí cơ bản được trình bày ở đây. Chương này không chỉ tập trung vào các kĩ thuật mà cả các nguyên lí chung. Các phương trình thể hiện quan hệ định lượng giữa các thông số xác định hiệu quả của các kĩ thuật được cung cấp ở nơi cần thiết và có khả năng.

8.1. CÁC PHƯƠNG PHÁP XỬ LÍ

Trong chương 7, các đặc trưng để xếp nhóm chất thải vào loại "độc hại" đã được đề cập. Ngoài ra, trong chương này còn có các biểu thức định lượng có chứa nồng độ chất ô nhiễm để đánh giá sự biểu hiện. Với các vùng ở xa, mức độ biểu hiện cũng chịu ảnh hưởng của khả năng chất ô nhiễm di chuyển khỏi nguồn qua các môi trường bao quanh tới các vị trí cần quan tâm. Các hệ xử lí thường tập trung vàocác thông số quyết định sự nguy hại (nguy hại cho sức khoẻ con người hoặc hệ sinh thái). Các nhóm chính của các phương pháp xử lí nhằm làm giảm nguy hại và mức độ biểu hiện các chất ô nhiễm là:

- Biến đổi cấu trúc hoá học của chất ô nhiễm để giảm độ độc hại.

- Biến đổi dạng hoá học của chất ô nhiễm để giảm độ linh động của nó (dạng hơi dễ di động hơn dạng lỏng, và dạng lỏng dễ di động hơn dạng rắn),thay đổi pha ô nhiễm để giảm thể tích.

- Biến đổi các đặc trưng của môi trường vận chuyển chất ô nhiễm.

- Loại bỏ chất ô nhiễm khỏi vị trí.

Để thay đổi các đặc trưng tiêu cực dẫn đến chất thải là "nguy hại" thì có thể dùng các xử lí trực tiếp cơ bản sau đây:

- Chất thải ăn mòn: điều chỉnh pH

- Chất thải dễ cháy: oxi hoá hay khử

- Chất thải dễ phản ứng: oxi hoá hay khử

- Chất thải độc: điều chỉnh pH cho các kim loại

- Ôxi hoá, khử và xử lí trước cho hữu cơ

Thông thường, một "chuỗi xử lí" được xác định để xử lí môi trường bị ô nhiễm ở nơi có các hoá chất phức tạp và các kĩ thuật hiện tại là hiệu quả chỉ cho một số chất ô nhiễm trong phạm vi nồng độ xác định.

8.2. XỬ LÍ TRONG VÙNG - NGOÀI VÙNG

Trong phạm vi có thể, xử lí trong vùng thì thích hợp hơn xử lí ngoài vùng là do không dẫn đến việc đào hố lãng phí và chuyên chở các vật liệu. Tuy nhiên, xử lí trong vùng đôi khi không có khả năng do các kĩ thuật lựa chọn đòi hỏi sự kiềm chế các quá trình nhiều hơn khi tiến hành ở dưới mặt đất.

Các hệ xử lí theo nhóm thường được dùng phổ biến trong xử lí ngoài vùng. Môi trường bị ô nhiễm có khả năng tiếp xúc lớn nhất với năng lượng hay vật liệu dùng trong xử lí. Trong các điều kiện trong vùng, khả năng này giảm mạnh và được xác định bởi một số yếu tố địa kĩ thuật/thuỷ văn của đất như tính thấm, địa tầng, các kênh dẫn và độ lớn năng lượng hay áp suất chất lỏng xử lí tác động lên đất. Bảng 8.1 cho thấy tốc độ phát triển của Ban hội thẩm Hội đồng Nghiên cứu quốc gia Mỹ (Macdonald và Kavanaugh, 1994) để làm sạch nước ngầm bị ô nhiễm bởi các vật chất khác nhau trong các điều kiện địa chất thuỷ văn khác nhau.

Bảng 8.1. Tốc độ dễ làm sạch tương đối nước ngầm bị ô nhiễm (theo Macdonald và Kavanaugh, 1994)

Địa chất thuỷ văn	Hoá chất ô nhiễm					
	Di động, hoà tan (phân huỷ/bay hơi)	Di động, hoà tan	Hấp phụ, hoà tan mạnh (phân huỷ/bay hơi)	Hấp phụ hoà tan mạnh	Pha LNAPL* phân li	Pha DNAPL** phân li
Lớp đơn, đồng nhất	1	1 - 2	2	2 - 3	2 - 3	3
Nhiều lớp, đồng nhất	1	1 - 2	2	2 - 3	2 - 3	3
Lớp đơn, không đồng nhất	2	2	3	3	3	4
Nhiều lớp, không đồng nhất	2	2	3	3	3	4
Nứt nẻ	3	3	3	3	4	4

Sự khó làm sạch chịu ảnh hưởng của các điều kiện địa chất thuỷ văn và hoá chất ô nhiễm tại khu vực. Báo cáo NRC phân loại tốc độ dễ làm sạch tương đối là một hàm của hai điều kiện theo thang 1 - 4, ở đây 1 là dễ nhất và 4 là khó nhất. Thang 1 - 4 dùng trong bảng này không được coi là phương pháp khách quan và cố định mà là chủ quan, mềm dẻo để đánh giá khu vực. Các yếu tố khác ảnh hưởng đến độ dễ làm sạch, như là khối ô nhiễm tổng tại khu vực và khoảng thời gian từ khi nó phóng thích thì không thấy trong bảng này. * Chất lỏng pha không phải nước nhẹ (Light non-aqueous -phase liquid) ** Chất lỏng pha không phải nước nặng (Dense non-aqueous -phase liquid)

8.3. CƠ CHẾ ĐỂ LỰA CHỌN KĨ THUẬT XỬ LÍ

Với khu vực hay vật liệu bị ô nhiễm bất kì thường có một số kĩ thuật xử lí có thể lựa chọn. Tiêu chuẩn lựa chọn cho các kĩ thuật như thế được tóm tắt dưới đây theo các thông tin được Ram et al. (1993) và la Grega và Evans (1987) công bố.

1. Khả năng áp dụng kĩ thuật cho thành phần hoá chất và các nồng độ của chất ô nhiễm tại khu vực

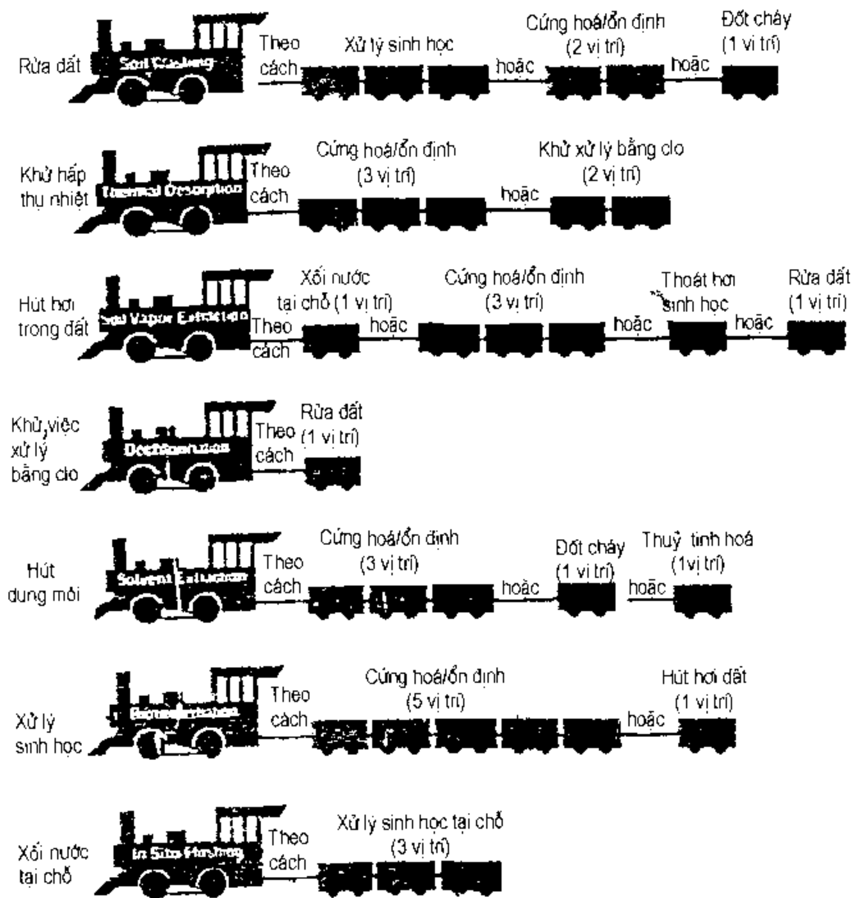
Đó là tiêu chuẩn nguyên tắc để lựa chọn các kĩ thuật xử lí. Hiệu quả hệ xử lí có thể thay đổi theo các biến đổi về điều kiện phản ứng, nồng độ chất ô nhiễm và thành phần ô nhiễm. Thông tin sơ bộ về các chất ô nhiễm có mặt tại khu vực là một chỉ báo về kĩ thuật xử lí có thể hoạt động. Ví dụ, các chất ô nhiễm có hằng số định luật Henry lớn hơn 0,1 có thể loại bỏ bằng kĩ thuật làm sạch không khí (Ram et al., 1993).

2. Khả năng tăng cường hiệu quả với các kĩ thuật xử lí khác

Một số kĩ thuật có thể được lựa chọn do chúng có thể kết hợp với các kĩ thuật khác thành một "chuỗi xử lí" có hiệu quả hơn mỗi biện pháp đơn độc. Mỗi kĩ thuật chỉ có thể hiệu quả cho một chất ô nhiễm riêng biệt, trong phạm vi nồng độ xác định trong một nhóm điều kiện môi trường đã cho. Ở ngoài các giới hạn này, kĩ thuật phụ thuộc trong chuỗi xử lí có thể được xác định để làm sạch các chất ô nhiễm. Các ví dụ về các chuỗi xử lí dùng trong các hoạt động chữa trị siêu ngân quỹ của Hội Bảo vệ môi trường Mỹ trong thời gian 1982 - 1995 được thể hiện trong hình 8.1.

3. Các đặc trưng của khu vực

Các đặc trưng của khu vực đóng vai trò rất quan trọng khi xác định khả năng hiệu quả của kĩ thuật. Ví dụ, một số kĩ thuật xử lí như thông hơi đất và rảy nước cho không khí đòi hỏi là thành hệ đất có khả năng thấm phù hợp cho khí để loại bỏ các chất ô nhiễm. Ngoài ra, trong đất sét có hệ số thấm rất nhỏ, thì khó giải thoát các chất dinh dưỡng cho các vi khuẩn nếu lựa chọn xử lí sinh học ở hiện trường làm kĩ thuật xử lí.



Hình 8.1: Các chuỗi xử lí dùng trong các dự án siêu ngân quỹ khác nhau của Hội Bảo vệ môi trường Mỹ trong giai đoạn 1982 - 1995 (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1996)

4. Thời gian xử lí yêu cầu

Do các khó khăn về động học của các quá trình liên quan, các kĩ thuật xử lí khác nhau đòi hỏi khoảng thời gian hoàn thành khác nhau. Tuy nhiên, cần phải ghi nhớ là thời gian phản ứng hoá học hoặc vật lí chỉ là một phần thời gian cần để thực hiện một kĩ thuật xử lí. Còn cần thời gian để chuẩn bị hiện trường, lắp thiết bị và các chương trình an toàn cho khu vực. Thời gian có thể là một giới hạn cho một số kĩ thuật nếu các đánh giá mối nguy hại và các xem xét quy tắc khác định rõ một thời gian giới hạn để hoàn thành việc làm sạch.

5. Sự chấp nhận quy tắc của kĩ thuật

Một số kĩ thuật có thể được thuận tiện bởi các quy tắc làm cho người ra quyết định có một số lựa chọn xử lí giới hạn dễ chọn lựa. Ví dụ, nếu các quy tắc xác định là phải xử lí

khí thoát ra từ kĩ thuật xử lí thì kĩ thuật như làm sạch không khí sẽ tạo ra khí có thể ngoài sự chọn lựa vì phải chi phí thêm để xử lí khí thoát ra.

6. Hiệu quả chi phí của kĩ thuật xử lí

Trong hầu hết các trường hợp, đó là tiêu chuẩn quan trọng hơn hết. Hầu hết kĩ thuật có thể hiệu quả nếu vốn không bị giới hạn cho việc thực hiện. Hiệu quả chi phí là số đo đúng đắn sự hồi phục nguồn kinh phí của vốn đến kĩ thuật tại một khu vực bị ô nhiễm. Nó cũng liên quan tới khoảng thời gian thực hiện tác động đến kinh phí.

Khi dùng các tiêu chuẩn khác nhau, hầu hết chúng là các phụ nhóm của các tiêu chuẩn cơ bản đã nêu ở trên nhằm tập trung vào các nghi ngờ về khả năng hiệu quả của các kĩ thuật xác định trong khi xử lí môi trường bị ô nhiễm tại hiện trường, thường tiến hành các nghiên cứu xử lí khả thi trong hai giai đoạn trước khi tiến hành toàn bộ ở ngoài trời. Giai đoạn thứ nhất là nghiên cứu sự khả thi của quy mô tham khảo, trong đó các thông số quá trình xử lí được phân tích qua thí nghiệm các mẫu của môi trường bị ô nhiễm trong phòng thí nghiệm. Dựa trên các kết quả nhận được, việc nghiên cứu sự khả thi của quy mô thí điểm được tiến hành để chứng minh hiệu quả của kĩ thuật ở ngoài trời trước khi vận hành ở quy mô trọn vẹn của nó.

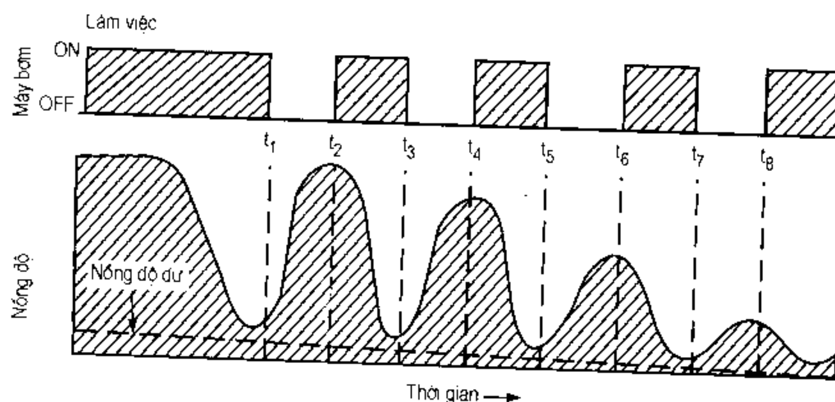
8.4. CÁC NGUYÊN LÍ BƠM VÀ XỬ LÍ

Các hệ bơm và xử lí cần phải loại bỏ nước ngầm bị ô nhiễm bằng cách dùng các giếng hút nước. Nước ngầm được hút rồi được xử lí ở trên mặt đất. Hệ bơm và xử lí có 2 loại cơ bản: hệ bơm và xử lí cơ bản và hệ bơm và xử lí tăng cường hoá học (chất có hoạt tính bề mặt).

8.4.1. Các nguyên lí bơm và xử lí cơ bản

Trong hệ bơm và xử lí cơ bản để xử lí khu vực bị ô nhiễm, một dãy các giếng thu hồi được bố trí để xâm nhập môi trường chứa nước ngầm bị ô nhiễm và vận hành để chuyển nước tới các bể chứa trên mặt đất để xử lí. Trong khi bơm hút, mực nước ngầm hạ thấp xuống. Trong tầng chứa nước ngầm của địa môi trường tương đối đồng nhất, hình nón hạ thấp có quy tắc được hình thành; kích thước của nó phụ thuộc vào các tính chất thuỷ lực của môi trường và lưu lượng bơm hút. Trong hầu hết trường hợp, nồng độ các chất ô nhiễm trong nước ngầm bơm ra giảm đi khi tiến hành bơm hút. Đó là tại tốc độ do bơm hút duy trì, các chất ô nhiễm không có khả năng khuếch tán từ các lỗ rỗng không đến tới các lỗ rỗng đến được. Ngoài ra khi bơm hút diễn ra, lượng các chất ô nhiễm có khả năng loại bỏ bị giảm.

Một sự phát triển đổi mới trong hệ bơm và xử lí là bơm xung, trong đó các pha nghỉ được đưa vào trong quá trình bơm như thấy ở hình 8.2 cho phép thời gian phù hợp để các chất ô nhiễm khuếch tán vào trong các đới thấm cao, từ đó chúng có thể được loại bỏ dễ dàng.



Hình 8.2: *Bơm xung để loại bỏ các chất ô nhiễm dư từ môi trường bão hoà (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1989a)*

Phương trình Cooper và Jacob cho phương tiện của quan hệ các thông số vận hành của giếng hút với các đặc trưng tầng chứa nước cho trường hợp gradien nước ngầm của vùng nhỏ hơn 0,001. Trong các đơn vị truyền thống, có thể dùng phương trình tính toán thích hợp sau:

$$Q = \left(\frac{sT}{264}\right)\left[\frac{1}{\lg(0,3Tt / r_w^2 S)}\right] \tag{8-1}$$

Trong đó: Q - lưu lượng bơm của giếng (gal/ph);

s - độ hạ thấp trong giếng hút (ft);

T - độ dẫn của tầng chứa nước (gal/ngày/ft^2);

t - khoảng thời gian hút (ngày);

r_w - bán kính giếng;

S - độ trữ của tầng chứa nước (phần trăm của thể tích lỗ rỗng nối tiếp trong tầng chứa nước).

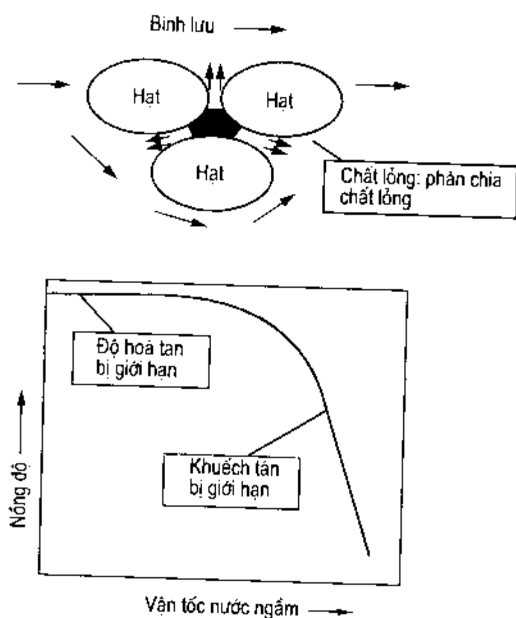
Có thể xác định độ hạ thấp mực nước mong muốn và các thông số khác như thời gian bơm hút và lưu lượng bơm hút tốt nhất có thể đạt được để có sự loại bỏ theo mong muốn.

Hiệu quả của các kĩ thuật bơm và xử lí phụ thuộc vào một số yếu tố lí hoá ngoài việc thiết kế thích hợp và hiệu quả của thiết bị bơm hút.

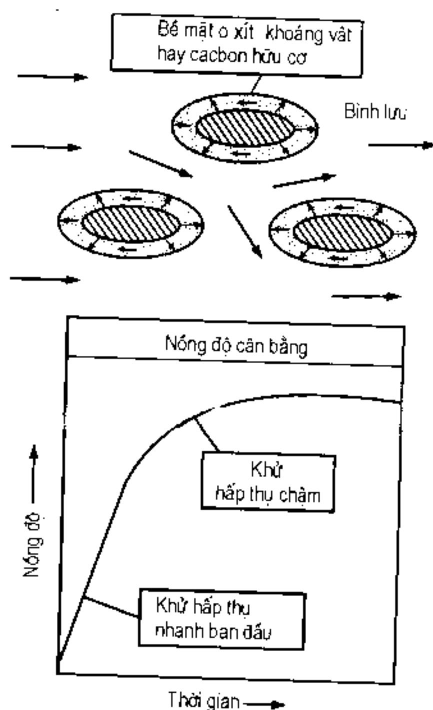
Sự có mặt của NAPLs

NAPLs là các chất lỏng không phải nước đã được đề cập chi tiết hơn trong chương 5. Chúng có thể được lưu giữ trong các lỗ rỗng của môi trường ở dưới đất bởi lực căng giữa các mặt như biểu thị ở phần trên cùng hình 8.3, sao cho chúng tiếp tục là một nguồn của các chất ô nhiễm với sự tiến triển bơm hút. Các ví dụ của NAPLs là hydrocacbon ahphatic được halogenat hoá, benzen được halogenat hoá, ester phathalate và biphenyls được polychorinat hoá. Sự di chuyển của NAPLs vào pha nước xung quanh bởi sự phân chia chất lỏng khuếch tán - chất lỏng. Tại nơi vận tốc nước ngầm cao, chất ô nhiễm

không cho phép tăng lớn trong pha nước trước khi bình lưu, như được mô tả trong hình 8.3. Tại vận tốc nước ngầm thấp, phạm vi mà NAPLs di chuyển diễn ra bị khống chế bởi độ hoà tan của nó.



Hình 8.3: Sơ đồ mô tả các giới hạn độ hoà tan và độ khuếch tán cho các hệ bơm và xử lí (Keeley, 1989)



Hình 8.4: Sơ đồ mô tả các giới hạn hấp phụ cho hệ bơm và xử lí (Keeley, 1989)

Các tác động hấp thụ

Khi các chất ô nhiễm di chuyển với nước dưới tác dụng của gradien thuỷ lực, một phần chất ô nhiễm bị loại bỏ do hấp thụ lên bề mặt môi trường. Như mô tả trong hình 8.4, sự khử hấp phụ ban đầu của các chất ô nhiễm từ môi trường bị ô nhiễm có thể tương đối nhanh. Nó sẽ hạ thấp khi đã có nhiều lớp liên kết chặt của chất ô nhiễm hơn.

Các ảnh hưởng của độ dẫn thuỷ lực môi trường vận chuyển

Độ dẫn thuỷ lực cao trong động thái là 10^{-5} cm/s làm cho hệ vận hành bơm và xử lí thuận lợi. Môi trường không đồng nhất như các lớp cát và sét xen kẽ có thể gây ra sự trao đổi giữa các lớp của các chất ô nhiễm theo các hướng không về phía giếng hút. Sự không đồng nhất ngay cả tại quy mô nhỏ hơn nhiều các bề dày phân lớp của môi trường hạt mịn và hạt thô, là một đóng góp lớn tới "hiệu quả phần cuối", trong đó nồng độ ô nhiễm trong nước hút ra vẫn còn ở mức thấp ngay cả sau khi bơm hút kéo dài.

Biểu thức toán học sau đây có thể dùng để đánh giá sự loại bỏ chất ô nhiễm cho một lưu lượng đã cho và thời gian bơm hút trong môi trường địa chất bị ô nhiễm. Cần phải

ghi nhớ là biểu thức này cơ bản là một hàm trễ của sự loại bỏ chất ô nhiễm cho mỗi đơn vị thời gian và tính chất phù hợp của số liệu ngoài trời với mô hình đơn giản này có thể ảnh hưởng tiêu cực bởi sự phân lớp của môi trường vận chuyển và các tính chất không đồng nhất khác:

$$R = \left(\frac{C_o - C_t}{C_o}\right) = 1 - \exp\left[\left(\frac{Q}{K_d V}\right)t\right] \quad (8\text{-}2)$$

Trong đó: R - tốc độ loại bỏ chất ô nhiễm (M/T);

C_o - nồng độ ban đầu chất ô nhiễm (M/L^3);

C_t - nồng độ chất ô nhiễm tại thời gian t (M/L^3);

V - thể tích nước ngầm bị ô nhiễm (L^3);

Q - lưu lượng của hệ hút nước ngầm (L^3/T);

K_d - hệ số phân bố của chất ô nhiễm (M/L^3).

Có thể nhận được K_d điển hình qua các đo đạc sự hấp phụ chất ô nhiễm trong phòng thí nghiệm cho cả các hợp chất hữu cơ và vô cơ. Với các hợp chất hữu cơ, thì có thể tính theo phương trình:

$$K_d = K_{oc} f_{oc} \quad (8\text{-}3)$$

Trong đó: K_{oc} - hệ số phân chia của hợp chất hữu cơ (M/L^3);

f_{oc} - phần cacbon hữu cơ trong đất có chứa nước ngầm bị ô nhiễm (phần nhỏ hơn đơn vị).

Hệ số phân chia hợp chất hữu cơ K_{oc} có thể đánh giá theo tương quan với các thông số khác như hệ số phân chia octanol - nước và độ hoà tan của các hợp chất hữu cơ. Các phương trình tương quan phổ biến nhất (Yang và Parker, 1998) như sau:

Cho các hợp chất hữu cơ không phân cực:

$$\lg K_{oc} = -0{,}621 \lg S + 3{,}95 \quad (8\text{-}4)$$

$$\lg K_{oc} = 0{,}72 \lg K_{ow} + 0{,}49 \quad (8\text{-}5)$$

Cho các hợp chất hữu cơ sợ nước:

$$\lg K_{oc} = \lg K_{ow} - 0{,}21 \quad (8\text{-}6)$$

Trong đó:

S - độ hoà tan trong nước của chất ô nhiễm hữu cơ (mg/L);

K_{ow} - hệ số phân chia octanol - nước của hợp chất hữu cơ (nhỏ hơn đơn vị);

Các giá trị S và K_{ow} cho các hợp chất hoá học khác nhau được cho trong các bảng, người đọc có thể tham khảo trong các cuốn sách về môi trường. Bảng này do Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1990) biên khảo. Phạm vi giá trị điển hình của f_{oc} cho cát là 0,002 - 0,01, cho lớp đất phủ trên cùng (có chứa sét) là 0,01 - 0,08 (Knox et al., 1993).

8.4.2. Khả năng tăng cường hoá học của các chất có hoạt tính bề mặt

Các hệ bơm và xử lí truyền thống thường mất hiệu quả khi chất ô nhiễm bị loại bỏ cho đến khi nó đạt độ bão hoà dư trong môi trường bị ô nhiễm. Độ bão hoà dư là độ bão hoà chất lỏng của môi trường lỗ rỗng mà ở dưới nó sẽ không xảy ra sự tiêu thoát chất lỏng. Như mô tả trong hình 8.5, sức hút mao dẫn của chất lỏng dư trở nên quá cao tại độ bão hoà dư, liên quan với các lực tiêu thoát tác động. Như đã đề cập trong chương 5 độ lớn của độ bão hoà dư phụ thuộc vào sự phân bố kích thước lỗ rỗng của môi trường và các tính chất lí hoá của môi trường rỗng và chất lỏng. Các đánh giá thường không chính xác do khá nhiều yếu tố cần xác định. Cho trường hợp các hạch dầu trong đất chứa đầy nước, Hun et al. (1988) đã dùng các quan hệ cân bằng lực tĩnh đơn giản để phát triển các phương trình cho hai thông số: số liên kết N_b và số mao dẫn N_c, nó xác định các điều kiện cho sự di động hạch xảy ra theo các phương thẳng đứng và phương ngang tương ứng:

$$N_b = \frac{(\rho_{cw} - \rho_w) g L_v D_p}{\sigma_{cw}} > 4 \qquad (8\text{-}7)$$

$$N_c = \frac{(\mu_w \nu_w L_h D_p)}{K \sigma_{cw}} > 4 \qquad (8\text{-}8)$$

Trong đó:

N_b - số liên kết;

N_c - số mao dẫn;

ρ_{cw} - dung trọng hạch ô nhiễm - nước (M/L^3);

ρ_w - dung trọng nước (M/L^3);

g - gia tốc trọng trường (L/s^2);

L_v - chiều dài của hạch được di động theo hướng đứng (L);

L_h - chiều dài của hạch được di động theo hướng ngang (L);

D_p - đường kính họng lỗ rỗng trung bình của môi trường rỗng (L);

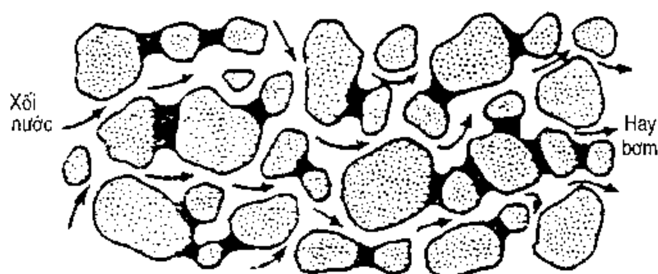
σ_{cw} - ứng suất mặt phân cách chất ô nhiễm - nước (Mg/T);

μ_w - độ nhớt động của nước (M/LT);

ν_w - độ nhớt động học của nước (L^2/T);

K - hệ số thấm của môi trường rỗng (L^2/T).

Sự không thoả mãn phương trình (8-7) và (8-8) có nghĩa là L_v và L_h là nhỏ hơn chiều dài yêu cầu để hạch xảy ra chuyển động. Áp lực và các thông số khác trong phương trình sẽ cần thay đổi hợp lí trước khi sự phục hồi chất ô nhiễm có thể tăng lên.

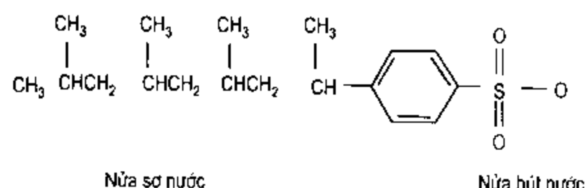


Hình 8.5: Chất ô nhiễm dầu bị lưu giữ tại độ bão hòa dư xối nước sẽ không loại bỏ được toàn bộ chất bị lưu giữ là do tác động mao dẫn (API, 1980)

Với các chất ô nhiễm bị hấp phụ mạnh hơn tại độ bão hoà dư bởi các tương tác lí hoá với môi trường địa chất là tại các nồng độ cao hơn thì các biến đổi cường độ các quá trình khống chế các hệ số phân bố của chúng xác định lượng ô nhiễm có thể loại bỏ trong pha cuối của hệ bơm và xử lí hoặc các hệ khác liên quan bơm hút chất ô nhiễm. Dự kiến dùng các yếu tố hoạt động bao gồm hoạt tính bề mặt để tiến hành loại bỏ chất ô nhiễm ngay cả tại độ bão hoà dư bằng một hay bằng cách kết hợp các hiện tượng sau đây:

Hoạt động của chất có hoạt tính bề mặt

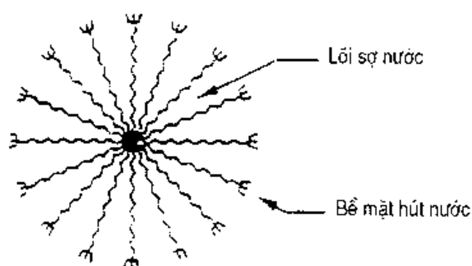
Các chất có hoạt tính bề mặt thường là các phân tử lớn với một nửa chuỗi sợ nước (tạo bởi hydrocacbon hay fluocacbon) và một đầu có thể hút nước (tạo bởi các nhóm lưỡng cực hay ion) như mô tả trong hình 8.6. Các chất có hoạt tính bề mặt có cảm giác hút nước, chúng có thể tồn tại ở một hay nhiều dạng: như là pha hoà tan trong nước, như là một phần của mixen với các phân tử khác và như là pha hấp phụ giữa pha rắn và chất lỏng bao quanh nó. Sự tương tác của chất có hoạt tính bề mặt với môi trường bị ô nhiễm có thể làm giảm ứng suất giữa các mặt chất ô nhiễm - nước σ_{cw} và khả năng chất ô nhiễm có thể tiếp xúc nhiều hơn và linh động hơn. Với dạng và nồng độ thích hợp của chất có hoạt tính bề mặt, số liệu công bố cho thấy ứng suất mặt phân cách dầu - nước có thể giảm từ 20 dyn/cm xuống 10^{-4} dyn/cm.



Hình 8.6

Sự giảm ứng suất giữa các mặt và độ hoà tan của các chất ô nhiễm hữu cơ lớn nhất khi chất có hoạt tính bề mặt duy trì tại nồng độ mixen tới hạn của nó (CMC). Một mixen được mô tả trong hình 8.7 là một tập hợp được hình thành (điển hình được xem có dạng hình cầu) bởi các phân tử có hoạt tính bề mặt sao cho các đuôi không phân cực chiếm

phía trong của hình cầu. Qua cơ cấu trình bày như là sự hoà tan, các chất ô nhiễm không phân cực có thể phân huỷ trong dung dịch hoà tan mixen do vậy làm tăng độ hoà tan tổng của chất ô nhiễm. Mặc dù việc sử dụng của nó trong các dự đoán về độ hoà tan cho các kết hợp hợp chất có hoạt tính bề mặt - hữu cơ thường không chính xác, độ hoà tan tăng lên ba lần khi thêm không nhiều khoảng 5% thể tích chất có hoạt tính bề mặt thích hợp.



Hình 8.7: *Nhóm các phân tử có hoạt tính bề mặt trở thành một mixen (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1992a)*

Có hơn 12000 hoạt chất có hoạt tính bề mặt. Tuy nhiên chúng có thể được phân vào bốn nhóm chính dựa trên các đặc trưng hoá học của các nhóm ưa nước (liên kết nước).

Các chất hoạt tính bề mặt anion

Trong các chất hoạt tính bề mặt anion, phần hoạt động trên mặt của các chất hoạt tính trên mặt bị hoà tan là có điện tích âm. Chúng thường là các anion của các muối kim loại kiềm của axit (muối) béo, các sunfat, sunfonat và photphat. Chúng là nhóm phổ biến nhất của các chất có hoạt tính bề mặt do giá thành tương đối thấp và dùng rộng rãi như là các phân tố làm ẩm và chất làm sạch. Ví dụ như:

Stearat natri (xà phòng): $C_{17}H_{35}COO^{-}Na^{+}$

Sunfat dodecyl natri: $C_{12}H_{25}OSO_3^{-}N^{+}$

Các chất hoạt tính bề mặt cation

Trong các chất hoạt tính bề mặt cation phần hoạt động trên mặt mang điện tích dương trong dung dịch. Chúng phổ biến là các muối amin, amoni kỉ Đệ Tứ và các hợp chất hoá học pyridin được dùng chủ yếu trong các sử dụng hấp phụ và lớp phủ bề mặt. Ví dụ như:

Bromide hexadeythy lammonium: (CTAB): $C_{16}H_{33}N(CH_3)_3^{+}Br^{-}$

Muối ammoni của amin chuỗi dài: $RNH_3^{+}Cl$

Các chất hoạt tính bề mặt không phải ion

Phần hoạt động trên mặt của chất hoạt tính bề mặt không phải ion không chứa ion mang điện. Chúng thường là các hợp chất polyoxyethylen và polyoxy propylene, oxit amin hay alkanolamide. Chúng thường hoà tan trong dung dịch hữu cơ và nước, để chế tạo có phần tốn kém. Ví dụ như:

Rượu alkyl polyxyethylen: $C_nH_{2n+1}(OCH_2CH_2)_3OH$

Monoglycerit của axit béo: $RCOOCH_2CHOHCH_2O$

Các chất hoạt tính bề mặt lưỡng tính hay zwitterion

Các chất hoạt tính bề mặt lưỡng tính mang cả điện tích âm và dương trên các phần hoạt động trên bề mặt của chúng và tương đối không phổ biến. Ví dụ như các axit amin chuỗi dài và sulfobetaine.

Tác dụng cùng hoà tan

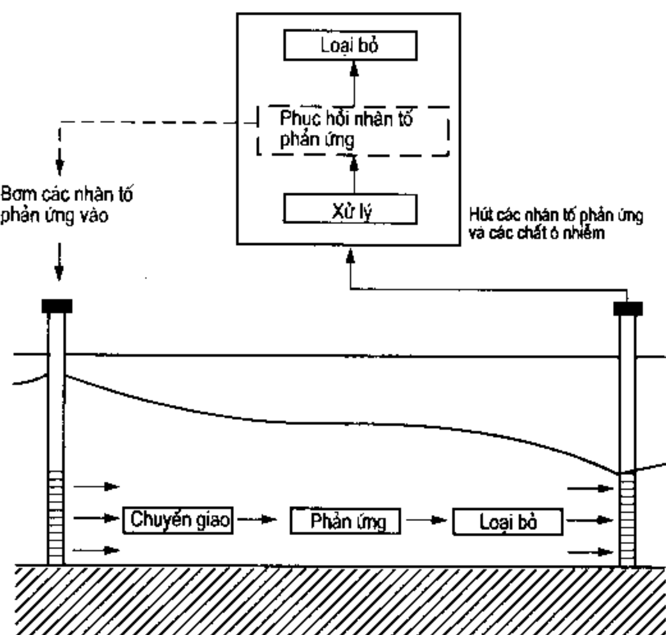
Sự thêm các chất hoà tan có thể trộn lẫn với nước vào đất hữu cơ bị ô nhiễm có thể làm tăng độ hoà tan của các hợp chất hữu cơ. Nkedi - Kizza et al. (1985) đã công bố là hệ số hấp phụ của antraxen trong hỗn hợp methanol - nước trong đất giảm bốn lần độ lớn khi phần methanol tăng từ 0 lên 1. Rõ ràng antraxen trở nên hoà tan mạnh hơn và điều này được phản ảnh trong sự phân chia kém hơn pha rắn trong đất.

Oxi hoá - khử

Các vật liệu phản ứng có thể được đưa vào trong đất có chứa các chất ô nhiễm tại hoặc ở dưới độ bão hoà dư để tác động đến các điều kiện pH - Eh và chuyển các chất ô nhiễm sang các dạng linh động hơn. Ví dụ, sự khử của sắt từ Fe^{3+} sang Fe^{2+} làm cho độ linh động tăng lên. Các ví dụ khác là sự oxi hoá Se^{4+} thành Se^{6+} và khử Cr^{4+} sang Cr^{3+}.

Sự hoà tan

Một số chất ô nhiễm có thể phóng thích chậm trong khoảng thời gian tương đối dài có thể liên kết thành các hợp chất hoá học không có khả năng hoà tan phù hợp các điều kiện chiếm ưu thế. Đặc biệt cho các đất bị ô nhiễm bởi các vật chất vô cơ, sự biến đổi pH do thêm các vật chất như vôi và các vật liệu khác cho H^+ để cạnh tranh với các ion kim loại về các vị trí hấp phụ có thể làm cho các chất ô nhiễm có nhiều khả năng trích li hơn.



Hình 8.8: Sơ đồ minh hoạ sự bố trí mạng bơm vào, hút ra, xử lí và loại bỏ các chất có hoạt tính bề mặt dùng để tăng cường cho hệ bơm và xử lí (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1992a)

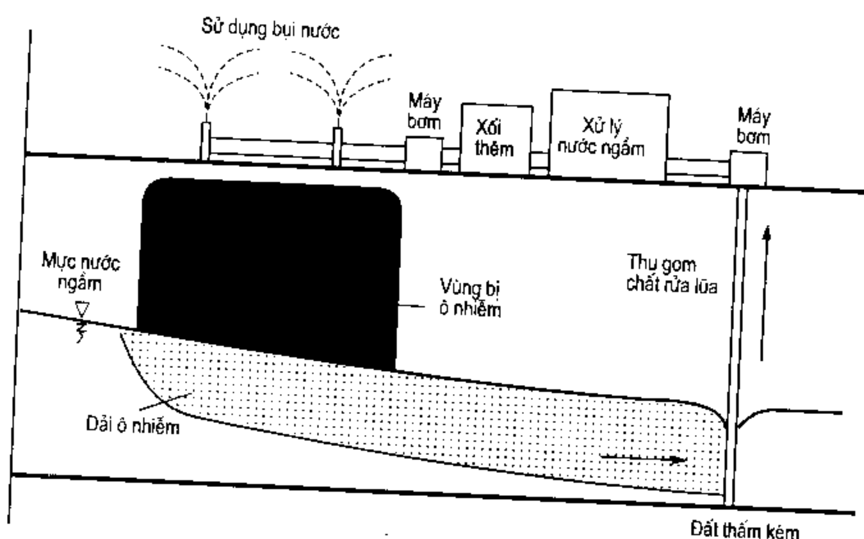
Khi dùng các nhân tố phản ứng để tăng cường hiệu quả của hệ bơm và xử lí, cần đánh giá một số yếu tố vận hành. Các yếu tố này bao gồm khả năng phục hồi và sử dụng lại nhân tố phản ứng, khả năng cản trở của nhân tố phản ứng với các quá trình xử lí nước được khai thác, độ độc hại môi trường và cho người của các nhân tố phản ứng và phương pháp tốt nhất để đưa nhân tố vào đất bị ô nhiễm. Sơ đồ mô tả sự bố trí các điểm bơm vào và hút ra và các liên hợp của chúng cho hệ loại bỏ và xử lí cả nước được hút ra lẫn các yếu tố phản ứng được thấy trong hình 8.8. Các chất lỏng mang nhân tố phản ứng và bản thân nhân tố phản ứng có thể được bơm vào theo một trong ba cách tốt nhất sau: liên tục, có nút và bơm xung. Các ưu điểm và nhược điểm của mỗi loại được tóm tắt trong bảng 8.2 (theo Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1992a).

Bảng 8.2. Các ưu điểm và nhược điểm của bơm trong hệ bơm và xử lí được tăng cường chất có hoạt tính bề mặt (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1992a)

	Các ưu điểm	Các nhược điểm
Kiểu bơm chất lỏng		
Liên tục	Chất lỏng phân bố diện tích rộng Sự duy trì lịch bơm hút ít hơn	Khả năng tắc màng lọc nhiều hơn Chi phí bơm hút cao hơn
Nút	Thể tích nước ít hơn Khả năng tắc của giếng ít hơn	Chất lỏng phân bố trên thể tích tầng chứa nước rất nhỏ
Xung	Có thể phát triển ở gần nơi làm việc	Cần thiết kế nhiều hơn nhằm bảo đảm các giai đoạn bơm và hút tương đối cân bằng với dòng nước ngầm tự nhiên
Kiểu bơm nhân tố hoạt động		
Liên tục	Duy trì nồng độ trong đới thấm cao cho phép sự khuếch tán vào trong đới thấm kém	
Nút	Đòi hỏi lượng yếu tố hoạt động thấp	Không cho thời gian thích hợp để khuếch tán vào các thấu kính thấm kém Nồng độ giảm theo thời gian/khoảng cách có thể làm giảm hiệu quả của nhân tố hoạt động
Xung	Khối lượng tổng nhân tố hoạt động thấp, có thể lập kế hoạch ở gần nơi công tác, cho phép thời gian thích hợp để khuếch tán	Đòi hỏi sự bảo dưỡng/giám sát lớn hơn Đòi hỏi phân tích nhiều hơn để đảm bảo là các giai đoạn bơm và hút có mức độ thời gian thích hợp.

8.5. PHUN CHO SẠCH ĐẤT TẠI CHỖ

Phun cho sạch đất tại chỗ là bơm dung dịch làm sạch vào đất dễ thấm để phóng thích các chất ô nhiễm liên kết và di chuyển chúng cùng với dung dịch thấm về phía các hệ bơm ra. Như mô tả trong hình 8.9, môi trường bị ô nhiễm được xử lí thường ở đới thông khí. Dung dịch làm sạch có thể trung tính hay có chứa các yếu tố hoạt tính bề mặt, một số chúng đã được đề cập trong mục 8.4. Kĩ thuật xử lí này thường được thiết kế cho các chất ô nhiễm vô cơ (các kim loại) như Pb, Cr, As và Cd. Trong quá trình này, dung dịch làm sạch ngấm vào đới xử lí và chiết li có chọn lọc và thay thế các kim loại mục tiêu qua đới thông khí vào nước ngầm. Bằng bơm hút, nước bị ô nhiễm được hút ra và chịu quá trình xử lí - kim loại bị rửa lũa được lắng đọng lại để loại bỏ. Trong một số trường hợp, có thể cần bơm dung dịch làm ổn định qua môi trường còn lại để cố định các vật chất giữ lại.



Hình 8.9: Mô tả một hệ làm sạch đất điển hình (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1997)

Các vật chất thường dùng trong các dung dịch làm sạch là: HCl, EDTA, HNO_3 và $CaCl_2$. Các mô hình rửa lũa đã được trình bày trong chương 6 (mục 6.6) có thể được dùng để đánh giá tốc độ chuyển dịch xuống dưới của các chất ô nhiễm do các chất lỏng ngấm. Các mô hình chi tiết thể hiện quá trình phun làm sạch đất đã được Kayano và Wilson (1993) và Gabr et al. (1996) công bố. Nói chung, phun làm sạch đất có hiệu quả trong đất tương đối thấm (đất bụi và cát).

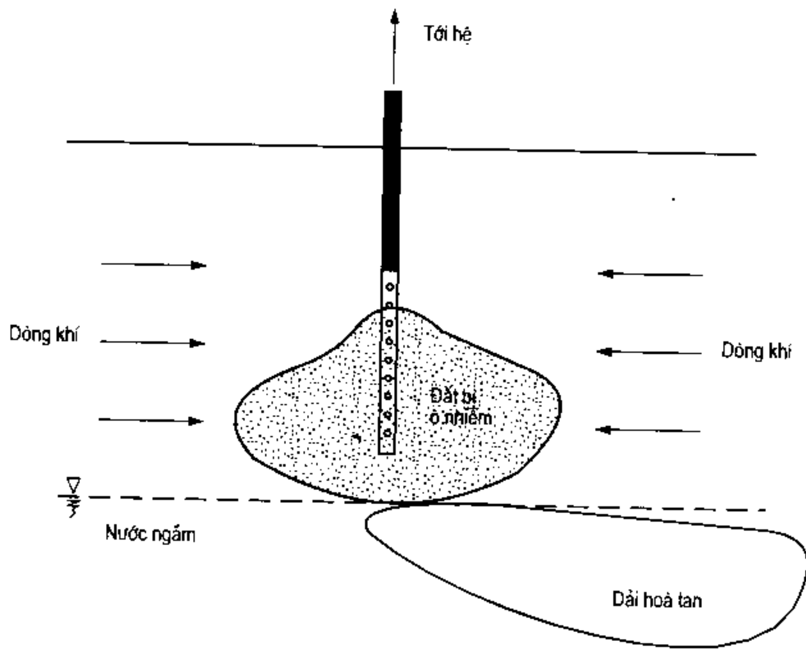
8.6. CÁC NGUYÊN LÍ LÀM BAY HƠI VÀ TĂNG ÁP LỰC KHÔNG KHÍ

Sự tách các chất ô nhiễm khỏi môi trường bị ô nhiễm yêu cầu là các chất ô nhiễm có khả năng vận chuyển khỏi môi trường bị ô nhiễm. Độ linh động của các chất ô nhiễm về

các điểm tách tăng lên khi chúng được di chuyển từ pha rắn của hệ đất sang pha lỏng và pha khí. Mục đích của sơ đồ xử lí dựa trên các kĩ thuật làm bay hơi và tăng áp lực không khí để tạo ra sự di chuyển của các chất ô nhiễm ở trong đất vào khí quyển từ đó, chúng có thể tách ra dễ dàng hơn khỏi môi trường nguyên thuỷ.

8.6.1. Các nguyên lí làm thông thoáng đất/tách hơi trong đất tại chỗ

Sau khi loại bỏ sản phẩm tự do từ đất bị ô nhiễm, đất không được bão hoà bằng chất lỏng bị ô nhiễm nhưng chất ô nhiễm còn có mặt trong chất lỏng dư. Trong khi làm thông thoáng đất/tách hơi trong đất, dòng không khí qua đới bị ô nhiễm tạo ra do dùng áp lực chân không, điển hình qua một giếng đặt ở trọng tâm đới bị ô nhiễm. Các giếng cho không khí vào được đặt tại biên của đới. Dùng áp lực chân không hút không khí qua các giếng vào và các chất ô nhiễm vận chuyển khỏi đất và các chất lỏng dư được hút ra khỏi đất tới không khí.



Hình 8.10: *Sơ đồ mô tả hệ làm thông thoáng đất (Johnson et al., 1990)*

Đã tiến hành các nỗ lực (Lingeneni và Dhir, 1992, Johnson et al., 1990) để phát triển các mô hình dự đoán về tốc độ loại bỏ chất ô nhiễm cho một nhóm các tính chất của chất ô nhiễm, các đặc trưng đất, áp lực chân không và các đặc trưng vận hành của hệ làm thông thoáng đất. Cơ cấu thấy ở hình 8.10 được Johnson et al. (1990) dùng để phân tích. Các phương trình chủ đạo cho dòng hơi qua môi trường rỗng bị chặn có bề dày m như sau:

$$u = -\frac{K}{\mu}(\nabla P + \rho g) \qquad (8\text{-}9)$$

$$\frac{\partial(\varepsilon\rho m)}{\partial t} = -\nabla(\rho m u) \qquad (8\text{-}10)$$

Trong đó: ρ - dung trọng hơi (M/L^3);

g - vectơ trọng lực (L/T^2);

ε - phần lỗ rỗng chứa đầy hơi của đất (phân số);

u - vận tốc hơi Darcy (L/T);

K - hệ số thấm của đất (L^2/T);

μ - độ nhớt của hơi (M/LT);

P - áp lực pha hơi (M/L^3);

∇ - gradien vận hành (1/T);

m - bề dày địa tầng (L).

Các phương trình (8-9) và (8-10) tương ứng là định luật Darcy và phương trình liên tục. Trong phương trình (8-10), có thể bỏ qua ρg do dòng hơi được coi chủ yếu theo hướng trực giao với trọng lực. Ngoài ra, cũng giả thiết là hệ số thấm của đất không chịu ảnh hưởng của sự loại bỏ chất lỏng lẫn dòng khí. Để thiết lập quan hệ giữa áp lực tạo ra và dung trọng hơi, giả thiết ở đây là hơi có hành vi như là một khí lí tưởng.

Vì thế:

$$\rho = \rho_{atm}\left[\frac{P}{P_{atm}}\right] \qquad (8\text{-}11)$$

Trong đó: ρ_{atm} - dung trọng hơi tại áp lực chuẩn P_{atm} (M/L^3).

Có thể thay các phương trình (8-9) và (8-11) vào phương trình (8-10) để cho phương trình sau:

$$\left(\frac{2\varepsilon M}{K}\right)\frac{\partial P}{\partial t} = \nabla^2 P \qquad (8\text{-}12)$$

Trong điều kiện trạng thái ổn định, dòng hướng tâm với các điều kiện biên $P = P_w$, $r = R_w$ và $P = P_{atm}$, $r = R_I$, có thể có lời giải phương trình (8-12) như sau cho môi trường rỗng đồng nhất:

$$P^2(r) - P_w^2 = (P_{atm}^2 - P_w^2)\left[\frac{\ln(r/R_w)}{\ln(r_i/R_w)}\right] \qquad (8\text{-}13)$$

Trong đó: r - bán kính danh nghĩa của giếng chân không (L);

P_w - áp lực tại giếng chân không của R_w (M/LT);

R_w - bán kính của giếng chân không (L);

R_i - bán kính ảnh hưởng của giếng (bán kính tới nơi áp lực bằng P_{atm}), (L);

P_{atm} - áp suất không khí (M/LT).

Sau đó có thể tính sự phân bố vận tốc Darcy hướng tâm u (r) và lưu lượng thể tích Q theo các phương trình sau:

$$Q = 2\pi R_w u(R_w)H = H\left(\frac{\pi K}{\mu}\right)\left\{\frac{P_w\left[1-(P_{atm}/P_w)^2\right]}{\ln(R_w/R_i)}\right\} \qquad (8\text{-}15)$$

Trong đó: Q - lưu lượng thể tích dòng hơi (L^3/T);

H - chiều dài lọc của giếng chân không qua đới thông khí.

Khi coi hệ phân lớp, biểu thức thích hợp cho các lớp đất được tính theo phương trình:

$$Q = \sum_{i=1}^{n} Q_i \qquad (8\text{-}16)$$

Trong đó: Q_i - lưu lượng thể tích dòng hơi qua lớp đồng nhất thứ i (L^3/T);

n - số lớp đất đồng nhất mà đoạn lọc của giếng chân không đi qua.

Các phân tích thêm về định lượng lượng hơi hút ra từ đất được Bass (1993) và Gierke et al. (1995) bổ sung.

Có thể tính khối lượng tổng của chất ô nhiễm được loại bỏ:

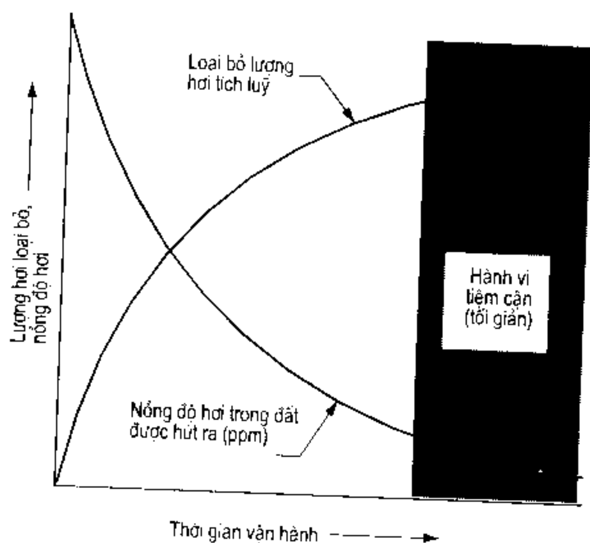
$$M = QC_a t \qquad (8\text{-}17)$$

Trong đó: M - khối lượng tích luỹ của chất ô nhiễm bị loại bỏ (M);

C_a - nồng độ trung bình của chất ô nhiễm trong không khí (M/L^3);

t - thời gian (T).

Nồng độ trung bình C_a phụ thuộc vào sự di chuyển chất ô nhiễm từ pha rắn và pha lỏng sang pha hơi trong các lỗ rỗng đất và tương tác của hơi với môi trường lỗ rỗng vận chuyển trong khi tách nó. Quan hệ thấy trong hình 8.11 thường được quan sát giữa nồng độ và thời gian vận hành. Độ bốc hơi của các chất ô nhiễm và hệ số thấm của đất quyết định cơ bản hiệu quả của hệ tách hơi của đất (SVE - soil vapor extraction). Hệ số thấm cao và độ bốc hơi cao thì tăng cường hiệu quả của SVE. Nói chung, các chất ô nhiễm với áp suất hơi lớn



Hình 8.11: Quan hệ giữa nồng độ ô nhiễm và thời gian tách trong hệ tách hơi trong đất (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1995)

hơn 0,5 mmHg được xem là thích hợp để xử lí bằng SVE (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1995). Hằng số định luật Henry cũng là một chỉ báo tốt về độ bốc hơi. Nó biểu thị xu hướng của các chất ô nhiễm bị hoà tan phân chia giữa pha hơi và pha hoà tan (trong dung dịch). Các chất ô nhiễm có giá trị hằng số định luật Henri vượt 100 là các ứng cử để được loại bỏ bằng SVE. Áp suất hơi và giá trị hằng số định luật Henry cho các thành phần chủ yếu của dầu mỏ được cho trong các bảng tương ứng 8.3 và 8.4.

Bảng 8.3. Áp suất hơi của các thành phần dầu mỏ phổ biến (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1995)

Thành phần	Áp suất hơi (mmHg tại 20^{0}C)
Methyl t-butyl ether	245
Benzen	76
Toluen	22
Ethylene dibromide	11
Ethylbenzen	7
Xylenes	6
Naphthalen	0,5
Tetraethyl chì	0,2

Bảng 8.4. Các hằng số định luật Henry của các thành phần dầu mỏ phổ biến (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1995)

Thành phần	Hằng số định luật Henry (atm)
Tetraethyl chì	4700
Ethylbenzen	359
Xylenes	266
Benzen	230
Toluen	217
Naphthalen	72
Ethylene dibromide	34
Methyl t-butyl ether	27

8.6.2. Các nguyên lí tách hơi nước tại hiện trường

Tách hơi nước tại hiện trường là sự mở rộng phương pháp SVE đã được trình bày trong mục 8.6.1 bằng cách bơm hơi nước. Hơi nước đưa vào làm cho các chất bán hơi

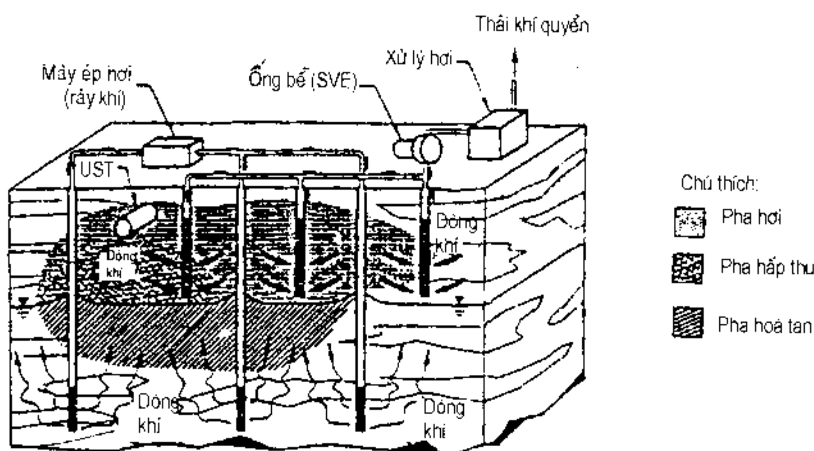
tách ra mà thông thường không thể loại bỏ được tại nhiệt độ thấp hơn và các điều kiện khô hơn. Kĩ thuật này phù hợp để xử lí môi trường bị ô nhiễm bởi hydrocacbon bị chlorinat hoá, aromatic, rượu và aromatic bị chlorinat hoá ở điểm sôi. Hình 8.12 cho thấy cơ cấu điển hình của một hệ tách hơi nước ở hiện trường.

Hình 8.12:
a) Cơ cấu hệ tách hơi nước ở hiện trường (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1994a);
b) Sơ đồ mô tả hệ rẩy khí (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1996)

8.6.3. Các nguyên lí rẩy khí tại hiện trường

Không giống quá trình SVE, trong đó không khí được bơm vào trong đới thông khí (bao gồm môi trường không bão hoà bị ô nhiễm) trong rẩy khí thì không khí được bơm vào trong đất bị ô nhiễm ở dưới mực nước ngầm. Các bọt không khí được bơm vào tiếp

xúc các chất ô nhiễm hoà tan và ở pha hấp phụ và ngay cả NAPLs sao cho các chất ô nhiễm được vận chuyển vào bên trong các bọt khí khi di chuyển vào trong đới thông khí. Oxi đưa vào không khí được bơm vào có thể làm tăng tốc độ phân huỷ sinh học của các chất ô nhiễm tại hiện trường. Một hệ rẩy khí có sơ đồ bố trí như hình 8.12. Có thể thấy là không khí đưa vào qua giếng rẩy và các bọt chứa nặng chất ô nhiễm di chuyển vào trong đới thông khí, ở đây chúng được loại bỏ bởi các giếng tách. Sự mô tả tỉ mỉ hơn được thấy trong hình 8.13.



Hình 8.13: *Sơ đồ mô tả các thành phần trên mặt đất và dưới mặt đất của hệ rẩy khí (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1995)*

Nồng độ lớn nhất của các chất ô nhiễm ở pha khí có thể tính theo định luật khí lí tưởng như sau:

$$C_m = \sum \frac{X_i P_i M_i}{RT} \qquad (8\text{-}18)$$

Trong đó:

C_m - nồng độ hơi lớn nhất trong pha hơi (mg/L);

X_i - phần mole của thành phần thứ i trong pha lỏng của môi trường bị ô nhiễm;

P_i - áp suất hơi thành phần tinh khiết của thành phần thứ i tại nhiệt độ T (atm);

M_i - trọng lượng phân tử của thành phần i (mg/mole);

R - hằng số hơi = 0,0281 atm/mole-K;

T - nhiệt độ tuyệt đối (K).

Rẩy khí hiệu quả nhất cho các chất ô nhiễm bay hơi trong đất không phân lớp, ở nơi nước dưới đất chứa ít hay không có sắt hoà tan. Sắt bị hoà tan có xu hướng bị oxi hoá khi có mặt của oxi vào và kết tủa, do vậy làm giảm hệ số thấm của đất với các chất lỏng. Không đề nghị phương pháp này khi nồng độ Fe^{2+} trong nước ngầm vượt quá 20 mg/L.

8.7. CÁC NGUYÊN LÍ THUỶ TINH HOÁ TẠI HIỆN TRƯỜNG

Thuỷ tinh hoá là quá trình mà vật liệu (thường bao gồm các vật liệu có chứa chất thải) được biến đổi thành thuỷ tinh hay các vật chất có hành vi như thuỷ tinh. Thuỷ tinh được coi là vật chất rắn, không kết tinh với độ rỗng rất giới hạn, các chất ô nhiễm được nấu chảy ra thành thuỷ tinh được giữ chặt chẽ khiến chúng không có thể rửa lũa ra ngoài nhiều.

Trong thực tế xử lí chất thải nguy hại, thuỷ tinh hoá thường sinh ra do dùng nhiệt ở hiện trường, hay chế biến và đốt nóng các chất thải được khai thác. Loại sau có khả năng giám sát quá trình thuỷ tinh hoá hơn nhưng có nhược điểm là gây nguy hại lớn hơn cho sức khoẻ con người và môi trường nếu liên quan đến các chất thải phóng xạ và các chất ô nhiễm phân tán. Trong mục này ta tập trung vào các nguyên lí thuỷ tinh hoá ở hiện trường.

Quá trình thuỷ tinh hoá dựa trên việc sử dụng nhiệt để phá huỷ các chất ô nhiễm hữu cơ bằng nhiệt phân hay đốt cháy và nấu chảy các kim loại vô cơ (bao gồm cả nguyên tố phóng xạ) để chuyển sang cấu trúc thuỷ tinh. Thuỷ tinh thường bền vững và có khả năng hợp nhất nhiều vật chất trong phạm vi nồng độ cao hợp lí. Tuy nhiên, hình thành thuỷ tinh đòi hỏi các nguyên tố thành phần ở các dạng và tỉ lệ thích hợp. Điều này không phải lúc nào môi trường bị ô nhiễm cũng đáp ứng được. Vì thế, cần thêm một số phụ gia mà môi trường chưa có nhằm làm cho sự thành tạo thuỷ tinh tốt hơn. Trong lúc thuỷ tinh hoá, các vật chất hữu cơ lẫn vô cơ có thể bốc hơi, hơi thoát ra này cần khống chế hay xử lí.

Thuỷ tinh tạo bởi các oxit của silic (thành phần chủ yếu), bor, nhôm và các nguyên tố kiềm và kiềm đất. Loại thuỷ tinh cơ bản dùng trong quá trình thuỷ tinh hoá chất thải là silicat natri, silicat bor và aluminosilicat. Các vật liệu thô sau đây cơ bản cung cấp các nguyên tố dùng trong thành tạo thuỷ tinh công nghiệp. Tỉ lệ hỗn hợp có thể tối ưu để tạo ra thuỷ tinh có các đặc trưng lí hoá đặc biệt:

Cát: SiO_2

Đá vôi: $CaCO_3$

Đolomit: $CaMg(CO_3)_2$

Tro xôđa: Na_2CO_3, $KAlSi_3O_8$

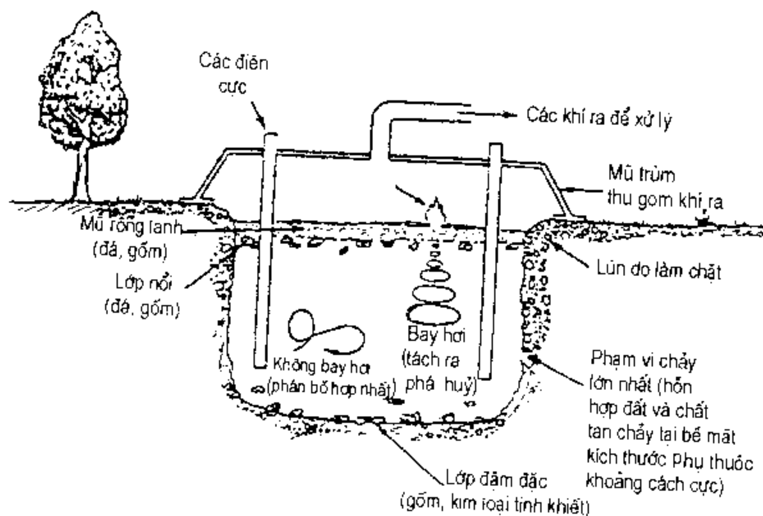
Vai trò của các oxit khác nhau trong thuỷ tinh hoá và sự vận hành của các vật liệu được nấu thành thuỷ tinh được tóm tắt trong bảng 8.5. Tỉ lệ điển hình của các oxit trong thuỷ tinh vôi xôđa (dùng để làm kính cửa sổ), thuỷ tinh borosilicat thương mại và thuỷ tinh được nấu tại hiện trường (ISV) được tóm tắt trong bảng 8.6.

Bảng 8.5. Các ảnh hưởng của các thành phần chất thải - thuỷ tinh đến sự gia công và tính năng của các vật liệu được nấu thành thuỷ tinh

	Quy trình kĩ thuật	Tính năng của sản phẩm
Các thành phần nấu thuỷ tinh		
SiO_2	Tăng nhiều độ nhớt; giảm độ hoà tan chất thải	Tăng độ bền
B_2O_3	Giảm độ nhớt; tăng độ hoà tan chất thải	Số nhỏ tăng độ bền, đa số giảm độ bền
Na_2O	Giảm độ nhớt và sức kháng; tăng độ hoà tan chất thải	Giảm độ bền
Li_2O	Giống Na_2O nhưng ảnh hưởng lớn hơn; tăng xu hướng làm thuỷ tinh mờ đi	Giảm độ bền nhưng kém hơn Na_2O
K_2O	Giống Na_2O; giảm xu hướng làm thuỷ tinh mờ đi	Giảm độ bền nhiều hơn Na_2O
CaO	Tăng sự giảm độ nhớt và độ hoà tan chất thải	Tăng và giảm độ bền
MgO	Giống CaO, giảm xu hướng làm thành thuỷ tinh	Giống CaO nhưng phần nhiều giảm độ bền
TiO_2	Giảm nhẹ độ nhớt; tăng rồi giảm độ hoà tan chất thải; tăng xu hướng làm thuỷ tinh mờ đi	Tăng độ bền
ZrO_2, La_2O_3	Giảm độ hoà tan chất thải	Tăng nhiều độ bền
Các thành phần chất thải		
Al_2O_3	Tăng độ nhớt và có xu hướng làm thuỷ tinh mờ đi	Tăng độ bền
Fe_2O_3	Giảm độ nhớt; khó bị hoà tan	Tăng độ bền
U_3O_8	Giảm xu hướng làm thuỷ tinh mờ đi	Giảm độ bền
NiO	Khó bị hoà tan; tăng xu hướng làm thuỷ tinh mờ đi	Giảm độ bền
MnO	Khó bị hoà tan	Tăng độ bền
Zeolit	Chậm hoà tan; tạo ra bọt	Tăng độ bền
Sunfat	Chống tạo ra bọt, hỗ trợ nấu chảy; tăng ăn mòn của thiết bị sản xuất	Tạo quá nhiều bọt hay hình thành pha thứ hai có thể hoà tan.

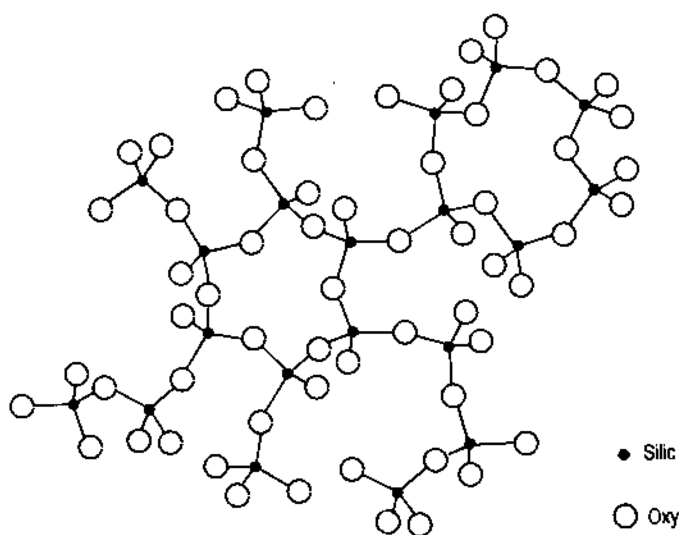
Bảng 8.6. Phạm vi điển hình của các hợp chất oxit trong thuỷ tinh vôi - xôđa, thuỷ tinh barosilicat và thuỷ tinh nấu tại hiện trường (ISV) (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1992)

Oxit	Thuỷ tinh vôi - xôđa điển hình (wt%)	Thuỷ tinh chuẩn borosilicat SRS (wt%)	Mẫu thuỷ tinh ISV (wt%)
SiO_2	65 - 75	48,95	71,20
Al_2O_3	1 - 2	3,67	13,50
Na_2O	12 - 16	16,71	1,55
K_2O	0,1 - 3	0,04	2,47
MgO	0,1 - 5	1,66	1,87
CaO	6 - 12	1,13	3,58
B_2O_3	-	11,12	-
Fe_2O_3	-	8,08	4,63
FeO	-	0,89	-
La_2O_3	-	0,41	-
Li_2O	-	4,28	-
MnO	-	1,34	0,11
NiO	-	0,61	0,12
TiO_2	-	0,71	0,76
ZrO_2	-	0,41	0,07
SrO	-	-	0,02
BaO	-	-	0,10



Hình 8.14: *Sơ đồ sử dụng quá trình thuỷ tinh hoá tại hiện trường, sử dụng các điện cực để tác dụng nhiệt (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1992)*

Trong các quá trình thuỷ tinh hoá môi trường bị ô nhiễm, sử dụng nhiệt trong phạm vi nhiệt động 1000 - 2000°C để nấu chảy vật liệu thành chất lỏng. Khi nguội lạnh, chất lỏng cứng hoá thành khối không kết tinh (giả hình) lớn. Quá trình sử dụng nhiệt ở hiện trường, trong đó dùng các điện cực được thấy trong hình 8.14. Khối thuỷ tinh bao gồm mạng ba phương của các khối bốn mặt oxi silic chưa kết tinh do các liên kết silic - oxi của mạng không theo quy tắc và ngẫu nhiên. Cấu trúc này được mô tả trong hình 8.15. Mỗi nguyên tử silic được liên kết bởi bốn nguyên tử oxi được chiếm các góc của tứ diện silic - oxi. Một số hay toàn bộ các nguyên tử oxi có thể chia xẻ bởi các tứ diện bên cạnh để hình thành mạng thuỷ tinh. Nếu tất cả nguyên tử oxi được chia xẻ, tỉ số silic/oxi là 1/2 thoả mãn sự trung hoà điện tích do silic có hoá trị +4 và oxi có hoá trị -2. Một số kim loại có thể thay thế một số nguyên tử silic bên trong tứ diện (các nguyên tố hình thành mạng) hay làm gián đoạn các liên kết giữa các tứ diện kề nhau (các nguyên tố biến đổi).



Hình 8.15: *Ví dụ về cấu trúc mạng thuỷ tinh silicat (McLelland và Strand, 1984)*

Để thuỷ tinh hoá chất thải có thể dùng một số quá trình tạo năng lượng nhằm sinh nhiệt. Các dạng sản xuất nhiệt cơ bản là nhiệt Jun (điện), nhiệt plasma, và nhiệt vi sóng. Nhiệt điện và nhiệt plasma được công nghiệp chế tạo thuỷ tinh và sản xuất kim loại sử dụng, còn nhiệt vi sóng là kĩ thuật tăng cường cho công nghiệp kim loại và lò đốt rác.

Nhiệt Jun là dạng phổ biến nhất của quá trình thuỷ tinh hoá tại hiện trường. Trong quá trình này, một dòng điện tác dụng qua các điện cực được cắm vào đất truyền qua môi trường bị ô nhiễm. Sức kháng bên trong của môi trường với dòng điện gây ra sự giảm công suất, bởi vì nhiệt được chuyển cho môi trường. Phương pháp định lượng để đánh giá công suất bị tiêu tán trong môi trường theo định luật Jun như sau:

$$P = I^2R \qquad (8\text{-}19)$$

$$R = \frac{V}{I} \qquad (8\text{-}20)$$

Trong đó: p - công suất bị tiêu tán (W);

I - dòng điện qua môi trường (ampe);

R - sức kháng của vật liệu (ôm);

V - thế hiệu qua vật liệu (vôn).

Nói chung đất có sức kháng lớn do độ dẫn điện của thành phần chủ yếu là SiO_2 thấp. Tuy nhiên, đất có sức kháng thấp tại nhiệt độ cao hơn. Ban đầu tác dụng điện thế cao trong chế độ 2000 - 4000 vôn để đền bù cho sức kháng cao của đất tại nhiệt độ thấp. Ngoài ra, graphit được rắc và hỗn hợp nấu thuỷ tinh được đặt giữa các điện cực để làm giảm độ dẫn ban đầu của đất, lúc bắt đầu đốt nóng đất. Những tăng cường này sau đó bị huỷ bỏ tại các nhiệt độ cao hơn và sự đốt nóng trong hệ đạt mức tại đó đất bị đốt nóng hiệu quả hơn. Trong giai đoạn muộn hơn này, thế hiệu cao không cần kéo dài hơn và có thể giảm nhiều tới 10 lần.

Trong đốt nóng plasma (hiện thời hầu như xử lí ở bên ngoài vùng) nhiệt tạo ra qua sự chuyển khí thành plasma dưới năng lượng được cung cấp bởi một dòng điện tạo ra do các nguồn điện một chiều (DC) hay xoay chiều (AC). Về cơ bản, plasma là khí bị ion hoá, điển hình tạo ra từ các vật liệu như oxi, nitơ, không khí, khí trơ hay các hỗn hợp của chúng. Quá trình được dùng do các vật liệu bị ion hoá là các chất dẫn điện tốt. Một cột khí được đốt nóng trong thiết bị và nhiệt được tạo ra và truyền vào đất qua sự chuyển đổi bức xạ và sức kháng điện.

Trong đốt nóng bằng vi sóng, hiện thời là quá trình xử lí ở ngoài vùng, môi trường bị ô nhiễm hấp phụ bức xạ điện từ trong phạm vi sóng hiệu quả (3000 - 30.000MHz). Bức xạ được hướng vào trong môi trường bị ô nhiễm qua các hướng dẫn sóng. Đất là vật liệu không dẫn điện, có nghĩa là chúng không là vật dẫn nhiệt hiệu quả. Chất không dẫn điện thể hiện sự phân cực nào đó trong điện trường. Sự thay thế trường làm cho các phân tử của vật liệu không dẫn điện biến dạng (Orfeuil, 1987), tạo ra sự đốt nóng vật liệu. Đó là nguyên lí dùng vi sóng để đốt nóng đất thành các khối được thuỷ tinh hoá.

Các quá trình thuỷ tinh hoá trình bày trong các mục trước có thể xử lí các chất ô nhiễm theo các cơ cấu sau:

- Liên kết đồng hoá trị của các ion kim loại (chất ô nhiễm) với các nguyên tử oxi của tứ diện bằng sự thay thế silic.

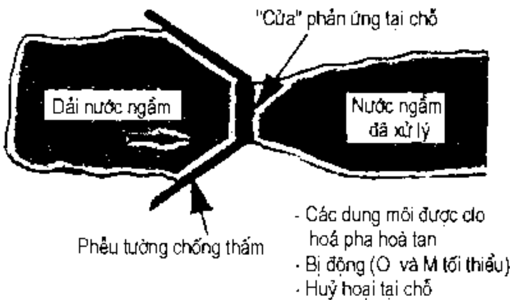
- Liên kết ion của một số chất vô cơ với nguyên tử oxi bên ngoài tứ diện sao cho mạng thuỷ tinh truyền thống bị gián đoạn.

- Kết vỏ của các chất vô cơ lẫn hữu cơ bởi vật liệu bao quanh.

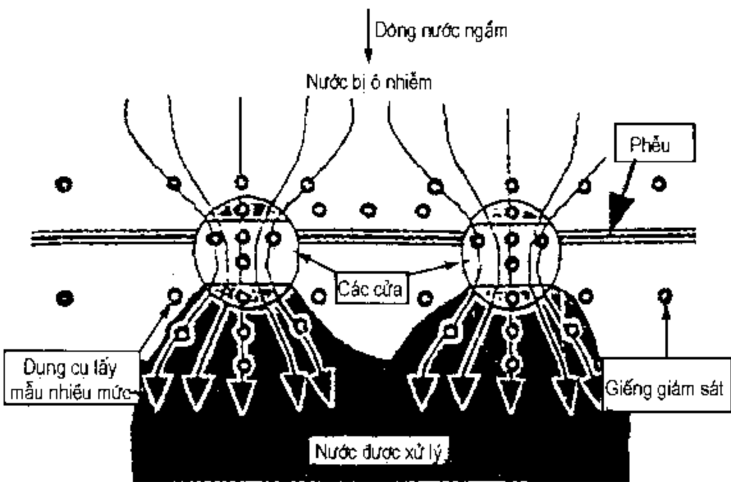
- Huỷ hoại các vật chất hữu cơ bằng nhiệt.

8.8. XỬ LÍ HOÁ HỌC Ở HIỆN TRƯỜNG BẰNG CÁC TƯỜNG PHẢN ỨNG

Các tường phản ứng là các tường ở dưới đất cho phép nước bị ô nhiễm di chuyển qua đất dạng hạt tạo tường, còn các chất ô nhiễm được loại bỏ bởi các quá trình xử lí lí hoá hoặc sinh học. Các tường phản ứng có hình dạng khác nhau phụ thuộc vào điều kiện địa chất thuỷ văn của khu vực ô nhiễm và hiệu quả thiết kế của quá trình xử lí được chọn. Nội dung thiết kế cơ bản nhất là cho nước ngầm đi qua một hay nhiều cửa, một hay nhiều đới phản ứng. Hệ được thiết kế sao cho nồng độ tồn tại C_c của chất ô nhiễm mục tiêu có liên quan với nồng độ C_o được giảm thích hợp. Các điểm lấy mẫu thường đặt cả đới vào và đới ra của tường cũng như dọc theo trục dòng thấm ở trong tường, để giám sát nồng độ ô nhiễm theo không gian và thời gian. Sơ đồ mô tả các tường phản ứng được thấy trong hình 8.16 và 8.17. Các tường phản ứng có thể đặt thành dãy hay song song để đạt hiệu quả xử lí nước bị ô nhiễm hay cho một "chuẩn xử lí" trong đó môi trường nhắm vào một chất ô nhiễm khác nhau ở trong nước ngầm bị ô nhiễm.



Hình 8.16: *Hình dạng "phễu và cửa" của tường phản ứng để xử lí nước ngầm bị ô nhiễm ở hiện trường*



Hình 8.17: *Sự bố trí các điểm giám sát để đánh giá hiệu quả của hệ xử lí bằng tường phản ứng cửa đúp*

Về cơ bản, tường là một tác nhân tại hiện trường có thể vận hành bằng một hay nhiều quá trình xử lí để vận chuyển hoặc loại bỏ các chất ô nhiễm. Các quá trình chiếm ưu thế phụ thuộc vào loại vật liệu chèn và các phụ gia dùng trong tường. Thường thường, môi trường đất như sét hạt mịn và bụi được trộn lẫn với các vật chất phản ứng hay được phủ bởi vật chất phân li sao cho có thể duy trì được hệ số thấm thích hợp khi xảy ra các phản ứng với tốc độ đã tính phải chịu: Việc chọn môi trường phản ứng và các yếu tố thiết kế khác được thực hiện để đảm bảo là thời gian tồn tại của nước bị ô nhiễm ở trong đới xử lí đủ dài để xảy ra các phản ứng có ý nghĩa. Với các kích thước điển hình, một hệ được O'Hannesin và Gillham (1993) mô tả có chiều dài 5,5m, bề dày 1,6m và đặt ở độ sâu bên dưới mặt đất là 2,2m và bên dưới nước ngầm là 1,0m.

Các chất phản ứng có thể dùng trong tường phản ứng là sắt hoá trị không (các mạt giũa sắt), đá vôi, cacbon hữu cơ và quần hợp vi khuẩn.

Không giống tường vữa và các hệ chắn khác, dòng chất lỏng qua tường phản ứng có thể thấm nước bị chi phối bởi bình lưu. Nếu giả thiết là bỏ qua hiện tượng hấp phụ của các chất ô nhiễm lên môi trường tường và phản ứng dòng bị nút với kiểu vận hành chủ yếu của hệ là phân tán, thì có thể dùng phương trình của Tchobanaglous và Schroeder (1987) để đánh giá nồng độ thải ra C_o của chất ô nhiễm.

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{2aP_e}{(1+a^2)\exp(0,5aP_e) - (1+a)^2\exp(-0,5aP_e)} \quad (8\text{-}21)$$

$$a = (1 + 4\lambda_1 P_e)^{0,5} \quad (8\text{-}22)$$

$$P_e = \frac{vL}{D} \quad (8\text{-}23)$$

Trong đó: C_e - nồng độ ra của chất ô nhiễm (M/L^3);

C_o - nồng độ vào của chất ô nhiễm (M/L^3);

P_e - số Peclet (nhỏ hơn đơn vị);

L - chiều dài đới xử lí (L);

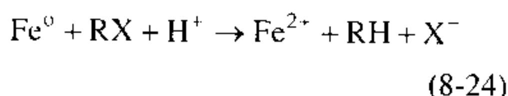
v - vận tốc dòng nước bị ô nhiễm (L/T);

D - hệ số phân tán của chất ô nhiễm qua tường (L^2/T);

λ_t - hằng số tốc độ phân huỷ của chất ô nhiễm mục tiêu (I/T).

Trong các dự án, phổ biến nhất sử dụng quá trình biến đổi chất ô nhiễm (oxi hoá và khử cho hữu cơ) và lắng đọng các hợp chất vô cơ bằng cách biến đổi các điều kiện Eh và pH. Kim loại sắt và các hợp chất sắt được dùng để giảm hydrocacbon và lắng đọng một số kim loại. Đặc biệt, việc khử halogen của các dung môi được chlorinat hoá thì thực hiện qua việc dùng các dạng khử của sắt như Fe^o, Fe^{2+} và FeS trong các hệ chứa nước. Các khoáng vật sắt có diện tích bề mặt riêng cao và được biết là tạo phản ứng bằng sự xúc tác trong các phản ứng oxi hoá khử trong đất tự nhiên. Cơ cấu

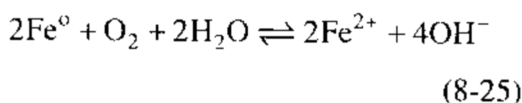
chính mà sắt chloro hydrocacbon được mô tả trong hình 8.18 và 8.19. Cách phổ biến nhất là hydrocacbon được xử lí bằng clo nhận các điện tử từ Fe^0 để khử clo. Sivavec và Horney (1995) cho biết là Fe^{2+} được liên kết bề mặt có thể như là một chất trung gian trong quá trình chuyển đổi các điện tử từ Fe^0 sang hydrocacbon được xử lí bằng clo. Sắt bị khử (Fe^{2+}) như là một chất trung gian chuyển dời điện tử trong quá trình khử các hợp chất bằng vi khuẩn khử sắt. Sự khử clo của các hợp chất xảy ra do sự chuyển dời điện tử trực tiếp từ Fe^0 sang hydrocacbon được xử lí bằng clo. Sắt bị khử Fe^0 có thể biểu thị như sau:



$$Fe^0 + RX + H^+ \rightarrow Fe^{2+} + RH + X^- \quad (8\text{-}24)$$

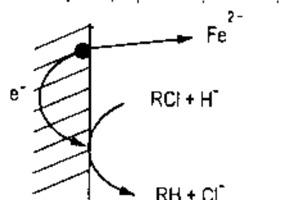
Trong phương trình (8-24) RX là nhóm hấp phụ, RH là hợp chất được khử clo và X^- là hợp chất có clo được phóng thích.

Phản ứng tổng quát được biểu thị bằng phương trình (8-24) thực tế xảy ra như là kết quả của hai phản ứng cho các chất hữu cơ được xử lí bằng clo dưới đây:

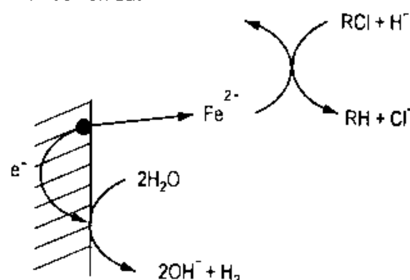


$$2Fe^0 + O_2 + 2H_2O \rightleftharpoons 2Fe^{2+} + 4OH^- \quad (8\text{-}25)$$

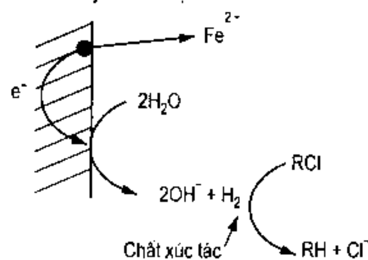
Khử trực tiếp tại bề mặt kim loại



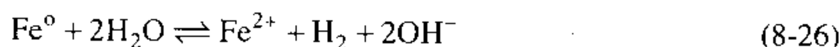
Khử bởi ion sắt



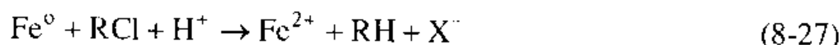
Khử bởi hydro với sự xúc tác



Hình 8.18: *Cơ cấu chính để hydrocacbon được xử lí bằng clo bị khử bởi sắt (Wilson, 1995)*



$$Fe^0 + 2H_2O \rightleftharpoons Fe^{2+} + H_2 + 2OH^- \quad (8\text{-}26)$$



$$Fe^0 + RCl + H^+ \rightarrow Fe^{2+} + RH + X^- \quad (8\text{-}27)$$

Các phản ứng oxi hoá khử liên quan sự biến đổi của các hợp chất hữu cơ khử được bởi sắt thường nhanh với các hằng số phản ứng bậc một hay bậc một giả. Các thí nghiệm ở bể trong phòng thí nghiệm cho thấy các hằng số phản ứng tương quan cao với diện tích bề mặt riêng của các vật liệu sắt và lượng sắt có mặt cho mỗi thể tích phản ứng đơn vị. Bảng 8.7 cho các số liệu về tốc độ phân huỷ của một số hydrocacbon được xử lí bằng clo bởi kim loại sắt:

$$K = (M \pm X_m)S + (C \pm X_c)$$

Trong đó:

K - hằng số tốc độ phản ứng bậc một cho sự vận chuyển các hợp chất hữu cơ bởi các vật liệu chứa sắt (I/T);

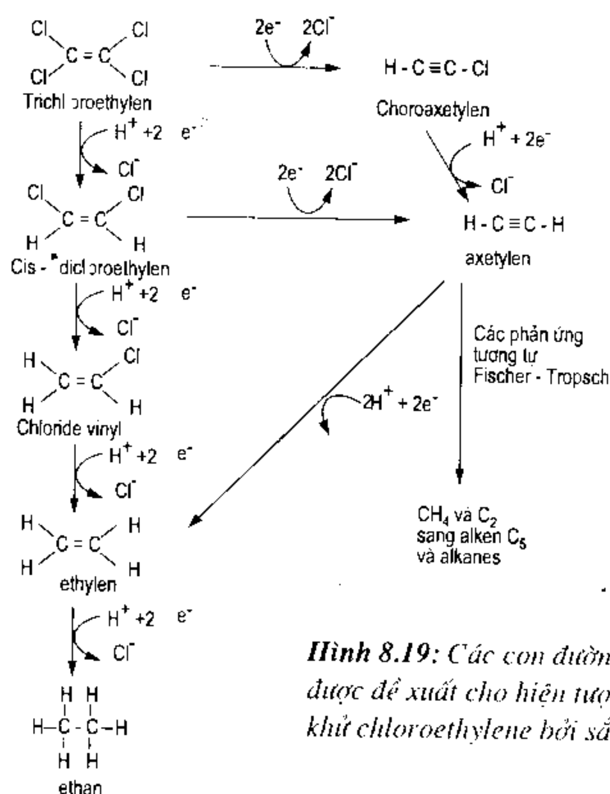
M - giá trị trung tâm của hằng số tương quan = độ dốc của K đối với đường S;

X_m - các liên kết số của phạm vi hằng số tương quan xung quanh giá trị trung bình của nó;

S - tổng diện tích bề mặt của vật liệu chứa sắt cho mỗi thể tích phản ứng đơn vị;

C - hằng số tương quan biểu thị khoảng cách của đường xu hướng trên trục K (I/T);

X_c - giới hạn trên cùng hay dưới cùng của C (I/T).



Hình 8.19: Các con đường được đề xuất cho hiện tượng khử chloroethylene bởi sắt hoá trị không

Bảng 8.7. Tốc độ phân huỷ của một số hydrocacbon được xử lí bằng clo bởi sắt (Wilson, 1995)

	Bán thời gian tồn tại (ngày)	Các sản phẩm được halogen hoá
Trichlorome thane	6,5	Dichloro methane (nồng độ thấp)
Tetrachloro methane	5,4	Trichloromethane, dichloromethane

Bảng 8.7 (tiếp theo)

	Bán thời gian tồn tại (ngày)	Các sản phẩm được halogen hoá
Monochloroethene	14,9	Không phát hiện
1,1-Dichloroethene	55	Không phát hiện
cis-1,2-Dichloroethene	37	Không phát hiện
trans-1,2 - Dichloroethene	6,7	Không phát hiện
1,1,1-Trichloroethane	5,5	1,1-Dichloroethane
1,1,2-Trichloroethane	7,8	Vết của monochloroethene
Trichloroethene	7,1	cis-1,2-Dichloro ethene
1,1,2,2-Tetrachloroethane	10,2	cis-1,2-Dichloro ethene, trans-1-2- dichloroethene
1,1,1,2-Tetrachloroethane	5,2	1,1-Dichlorethene
Tetrachloroethene	13,9	Trichloroethene cis-1,2-dichloroethene
Hexachloroethane	-6,1	Tetrachlorethene, Trichloroethene cis-1,2-dichloroethene, 1,2-dichloroethene
Tetrachlorethene	6,7	Trichloroethene, 1,2-dichloroethene

Đối với chloroethene (ethene được xử lí bằng clo) bị khử bởi kim loại sắt (Fe^0) trong các thí nghiệm trong bể (Sivavec và Horney) ở 25°C. Các giá trị K được tóm tắt trong bảng 8.8. Độ lớn của các thông số tương quan là:

$$M = 1,27 \times 10^{-4} \text{ m/h}$$

$$X_m = 2,40 \times 10^{-5} \text{ m/h}$$

$$C = 8,45 \times 10^{-3} \text{ h}^{-1}$$

$$X_c = 3,67 \times 10^{-3} \text{ h}^{-1}$$

Việc khử clo của TCE (một chloroethene) bởi sunfua sắt (FeS_2), Sivavec el at. (1995) nhận được các giá trị sau đây:

$$M = 8,68 \times 10^{-4} \text{ m/h}$$

X_m = không thể áp dụng

$$C = 7,16 \times 10^{-4} \text{ h}^{-1}$$

X_c = không thể áp dụng

Bảng 8.8. Tốc độ khử clo của ethen được xử lí bằng clo của tầng chứa nước được xác định bằng các thí nghiệm trong bể ở 25°C (mili Q nước được duy trì với 40 mg/l $CaCO_3$, pH ban đầu = 7) (25,0g VWR mạt giũa sắt chưa xử lí: 122 mg/l nước PCE, TCE, DCE hay VC)

Chloroethene	Nồng độ ban đầu (mg/l)	Diện tích bề mặt/thể tích sắt (m^2/l)	Tốc độ phản ứng (h^{-1})	$t_{1/2}$ (h)	r^2
PCE	20,0	254	0,0549	13	0,990
TCE	19,2	254	0,0746	9	0,963
cis-DCE	22,2	254	0,0037	187	0,837
trans-DCE	22,9	254	0,0257	27	0,992
1,1-DCE	21,6	254	0,0047	147	0,615
VC	23,6	254	0,0039	177	0,910

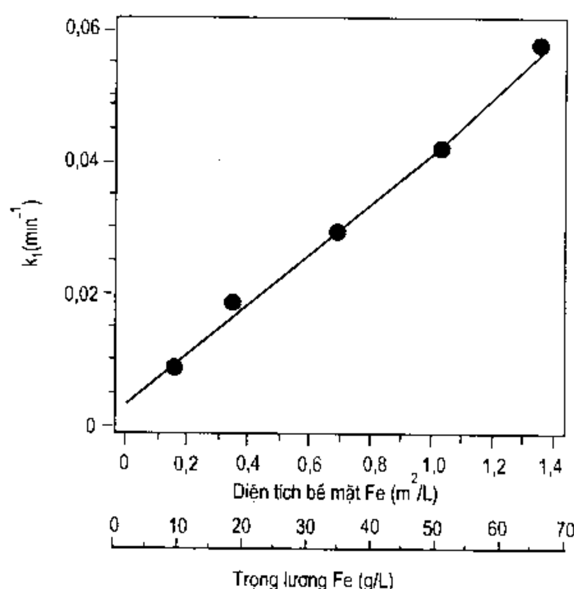
Để khử nitrobenzen bởi Fe^0, Agward và Tratnyek (1996) đã nhận được các số liệu sau đây. Đường xu thế thấy trong hình 8.20, nhớ là với các số liệu sau đây, K bằng l/ph và s bằng M^2/l.

$$M = 3,90 \times 10^{-3} \text{ m/h}$$

$$X_m = 2,00 \times 10^{-3} \text{ m/h}$$

$$c = 3,00 \times 10^{-3} \text{ ph}^{-1}$$

$$X_c = 1,00 \times 10^{-3} \text{ ph}^{-1}$$



***Hình 8.20:** Ảnh hưởng của nồng độ bề mặt kim loại sắt hoá trị không đến hằng số tốc độ phản ứng bậc một để khử nitrobenzen (Agrawal và Tratnyek, 1996)*

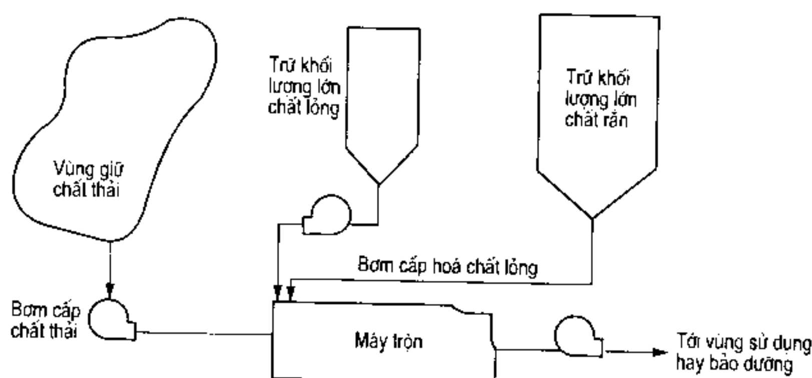
Các nghiên cứu của Shuang et al. (1995) cho thấy là Fe^0 có thể tiến hành khử clo cho biphenyls được polychlorinat hoá (PCBs) mà không cần dung môi tại nhiệt độ vào

khoảng 400 - 500°C. Tuy nhiên người đọc phải nhớ là sự quan sát các điều kiện thí nghiệm được duy trì trong phòng thí nghiệm nhiều hơn là ở trong môi trường mặt đất, nơi các tường phản ứng được thiết kế để hoạt động.

8.9. CÁC NGUYÊN LÍ CỨNG HÓA/ỔN ĐỊNH HÓA

Cứng hoá và ổn định hoá là các quá trình xử lí chất thải chủ yếu nhằm giảm độ linh động của các thành phần chất thải cứng hoá là sự biến đổi trạng thái vật lí chất thải, từ không cứng sang cứng. Ổn định hoá là sự biến đổi chất thải sao cho nó chuyển sang trạng thái kém hoà tan hơn, linh động ít hơn và độc hại nhỏ hơn. Vì thế cứng hoá/ổn định hoá các vật liệu thải thường được tiến hành ngoài trời đáp ứng sơ đồ xử lí nêu trong hình 8.21 thì có các ưu điểm sau đây:

1. Cải thiện sự vận chuyển vật liệu do có khả năng làm giảm thể tích.
2. Giảm diện tích bề mặt chất thải có khả năng rửa lũa các chất ô nhiễm.
3. Giảm độ hoà tan của chất thải.
4. Chuyển các chất ô nhiễm trong vật thải từ dạng độc hại sang không độc hại.



Hình 8.21: *Sơ đồ mô tả quá trình cứng hoá/ổn định hoá cho môi trường bị ô nhiễm*

8.9.1. Các loại ổn định hoá

Cứng hoá/ổn định bằng ximăng

Trong ổn định hoá/cứng hoá bằng ximăng thì ximăng portland là vật liệu dùng phổ biến nhất. Nó hỗn hợp với chất thải theo các tỉ lệ đã định trước và thêm nước vào. Thường thường, hình thành các hydroxit kim loại. Các hydroxit này kém hoà tan hơn dạng chất thải ban đầu, có khả năng dùng rộng rãi S/S (Solidification/Stabilization) trong xử lí đất bị ô nhiễm bởi các kim loại. Nhờ bảo dưỡng, khối ximăng portland - chất thải khi cứng hoá thành như đá nguyên khối.

Ximăng portland bao gồm các hạt có phạm vi kích thước từ 1 - 5μm,, thành phần khoáng (theo trọng lượng) như sau:

Silicat tricalci C_3S 46 - 60%

Silicat dicalci C_2S 15 - 30%

Aluminattricalci C_3A 6 - 12%

Aluminoferrit tetracalci C_4AF 8%

Trong ximăng portland có các oxit sau đây:

$C = CaO$

$S = SiO_2$

$A = Al_2O_3$

$F = Fe_2O_3$

$S = SO_3$

$H = H_2O$

Bảng 8.9 cho các số liệu về thành phần và các đặc trưng của các hợp chất ximăng portland chủ yếu.

Bảng 8.9. Thành phần và các đặc trưng của các hợp chất chính trong ximăng portland

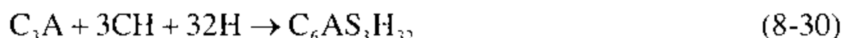
Thành phần xấp xỉ	$3CaOSiO_2$	$\beta_2CaO.SiO_2$	$3CaO.Al_2O_3$	$4CaO.Al_2O_3.Fe_2O_3$
Công thức rút gọn	C_3S	βC_2S	C_3A	C_4AF
Tên thường dùng	Alit	Belit	-	Pha ferrit Fss
Chủ yếu	MgO, Al_2O_3	MgO, Al_2O_3	SiO_2, MgO	SiO_2, MgO
Chất pha trộn	Fe_2O_3	Fe_2O_3	Kiềm	
Dạng tinh thể phổ biến	Đơn tà	Đơn tà	Khối, hệ thoi	Hệ thoi
Tỉ lệ có mặt (%)				
Phạm vi	35 - 65	10 - 40	0 - 15	5 - 15
Trung bình trong ximăng thường	50	25	8	8
Tốc độ phản ứng với nước	Trung bình	Chậm	Nhanh	Trung bình
Tham gia vào độ bền				
Thời gian sớm	Tốt	Thấp	Tốt	Tốt
Giới hạn	Tốt	Cao	Trung bình	Trung bình
Nhiệt của hydrat hoá	Trung bình	Thấp	Cao	Trung bình
Điển hình (cal/g)	120	60	320	100

Các phản ứng hydrat cơ bản tạo ra sự ổn định giới hạn của chất thải trong khối chất thải - ximăng được cứng hoá như sau:



$$C_3A + 6H \rightarrow C_3AH_6 \qquad (8\text{-}29)$$

Giải phóng 207 cal/g nhiệt.



$$C_3A + 3CH + 32H \rightarrow C_6AS_3H_{32} \qquad (8\text{-}30)$$

Giải phóng 347 cal/g nhiệt.



$$2C_3S + 6H \rightarrow C_3S_2H_3 + 3CH \qquad (8\text{-}31)$$

(gentobermorit)

Giải phóng 120 cal/g nhiệt.



$$2C_2S + 4H \rightarrow C_3S_2H_3 + CH \qquad (8\text{-}32)$$

Giải phóng 62 cal/g nhiệt.



$$C + H = CH \qquad (8\text{-}33)$$

Giải phóng 279 cal/g nhiệt.

Các chất thải có chứa các thành phần sau đây được ổn định hoá bằng ximăng portland: Cd^{2+}, Cr(IV), Cu^{2+}, Pb^{2+}, Ni^{2+}, Zn^{2+}, PCBs, dầu mỡ, bùn và chất dẻo.

Ổn định hoá/cứng hoá bằng puzơlan

Puzơlan là vật liệu không tự gắn kết nhưng hình thành hợp chất gắn kết khi kết hợp với vôi (CaO) và nước tại nhiệt độ bình thường. Puzơlan phổ biến nhất là tro bay từ các nhà máy năng lượng đốt than, bụi lò nung vôi, gạch từ vôi hay lò ximăng và than cám lò cao. Các phản ứng puzơlan tạo ra các hợp chất tương tự hợp chất tạo ra do hydrat ximăng portland. Tuy nhiên, trong các phản ứng puzơlan, vôi được tiêu thụ hơn là tạo ra. Ngoài ra, các phản ứng puzơlan chậm hơn các phản ứng hydrat ximăng portland. Bùn dầu mỡ, bùn mạ có chứa các kim loại nặng, axit chất thải và dầu mộc dụ (creozo) thì được ổn định hoá bằng puzơlan.

Ổn định hoá/cứng hoá bằng chất nhiệt dẻo (dẻo ở nhiệt độ cao, cứng ở nhiệt độ thường)

Các chất nhiệt dẻo là các chất biểu hiện hành vi dẻo khi nhiệt độ tăng lên. Khi làm lạnh tới nhiệt độ môi trường bình thường, chúng trở nên cứng hơn (vững chắc hơn). Trong các áp dụng xử lí môi trường bị ô nhiễm, chúng được dùng trong các vi kết vỏ trong đó chất nhiệt dẻo chiếm các khoảng rỗng ở giữa các hạt chất thải/đất. Chất nhiệt dẻo dùng phổ biến là asphalt (bitum) và polyethylene.Vi kết vỏ cơ bản là kĩ thuật xử lí vật lí có thể làm giảm thể tích chất thải và vận chuyển dễ dàng hơn, loại trừ được chất lỏng tự do từ chất thải, hệ số thấm nhỏ hơn và tăng độ bền của hỗn hợp chất thải. Các nhược điểm là làm không khí bị ô nhiễm cao, nhạy cảm lớn với các chất hữu cơ và lượng muối và cần phải sử dụng các thiết bị đắt tiền.

8.9.2. Tiến hành phân tích các chất thải được ổn định/cứng hoá

Các vật liệu được ổn định hoá/cứng hoá thường cần phân tích về độ bền và khả năng phóng thích các chất ô nhiễm vào môi trường. Điều này nảy sinh ý nghĩ là nước (do mưa hay nước ngầm) và không khí cuối cùng sẽ có cơ hội tiếp xúc môi trường được ổn định hoá/cứng hoá và vì thế tiến hành sự phóng thích các vật liệu bằng quá trình rửa lũa. Mặc dù độ bền môi trường được ổn định và độ bền đôi khi được đánh giá, khả năng rửa lũa chất ô nhiễm là kết quả đầu tiên trong việc đánh giá sự vận hành của các chất thải S/S. Cần phải nhớ là sự trình bày về khả năng rửa lũa ở trong mục này cũng có thể áp dụng cho các chất thải được xử lí khác.

Khả năng rửa lũa là sự phóng thích các chất ô nhiễm từ hỗn hợp chất thải vào trong pha nước và sự thoát của các chất ô nhiễm này từ các mặt biên của khối chất thải. Một vài yếu tố trực tiếp và gián tiếp ảnh hưởng khả năng rửa lũa chất ô nhiễm từ một khối được ổn định. Các yếu tố này được đề cập dưới đây.

Diện tích bề mặt của chất thải

Khả năng rửa lũa chất ô nhiễm tăng theo bề mặt riêng của môi trường dạng hạt. Bề mặt riêng là tỉ số tổng diện tích bề mặt có khả năng với thể tích hay khối lượng khối chất thải. Khi có cùng thể tích bên ngoài hay trọng lượng vật liệu, bề mặt riêng tăng từ một khối hạt đến mức cao nhất trong các bột hạt mịn.

Với đá nguyên khối có dạng theo quy tắc, bề mặt riêng được tính dễ dàng do không tính đến độ rỗng bên trong khi đánh giá diện tích bề mặt của nó. Cho một khối vật liệu dạng hạt hay các bột mịn bao gồm các phần có kích thước khác nhau, có thể đưa vào tính toán độ rỗng bên trong và giữa các hạt và sự phân bố kích cỡ hạt. Bề mặt riêng thể tích S_f của các vật liệu như thế có thể tính như môi trường dạng hạt bao gồm các hạt hình cầu được lí tưởng hoá của các phần có kích cỡ khác nhau như sau:

$$S_f = \frac{A_s}{V} \qquad (8\text{-}34)$$

Trong đó: S_f - bề mặt riêng thể tích (1/L);

A_s - diện tích bề mặt của các hạt ở trong khối chất thải (L^2);

V - thể tích bên ngoài khối chất thải (L^3).

Phải nhớ là V không phải tổng thể tích các hạt riêng lẻ của khối chất thải. Nếu làm điều này thì giả thiết sẽ không chính xác vì coi môi trường hạt bao gồm các cỡ hạt khác nhau, có độ rỗng bằng không. Bề mặt riêng thể tích S_f có thể được tính chính xác hơn theo:

$$S_f = \frac{\sum_{i=1}^{m} 4\pi r_i^2 N_i}{\sum_{i=1}^{m}\left[1,333\pi r_i^3 N_i/(1-n)\right]} \qquad (8\text{-}35)$$

$$S_r = B(1-n)\sum_{i=1}^{m}\left(\frac{f_i}{r_i}\right) \quad (8\text{-}36)$$

$$S_r = \frac{3(1-n)}{r_a} \quad (8\text{-}37)$$

Trong đó:

r_i - bán kính đại diện (có khả năng là trung bình) của phần cỡ hạt thứ i của môi trường (L);

N_i - số các hạt trong phần thứ i của môi trường (số nhỏ hơn đơn vị);

n - độ rỗng giữa các hạt của môi trường (phân số, nhỏ hơn đơn vị);

f_i - phần thể tích của cỡ hạt thứ i trong môi trường (phân số,nhỏ hơn đơn vị);

r_a - bán kính trung bình hài hoà của tất cả các hạt trong môi trường (L).

Kĩ thuật và thiết bị xáo trộn (khuấy)

Trong các thí nghiệm trong phòng, cần khuấy để thúc đẩy nhanh sự đạt được cân bằng giữa mẫu đất và chất rửa lũa. Khả năng rửa lũa chất ô nhiễm có xu hướng tỉ lệ thuận với cường độ khuấy do nứt vỡ hạt (và vì thế bề mặt riêng tăng lên) và sự phục hồi lại chất rửa lũa tại mặt phân cách chất thải rắn - chất rửa lũa.

Các đặc trưng của chất rửa lũa

pH và Eh của chất rửa lũa tác động đến khả năng rửa lũa chất ô nhiễm do sự khống chế của chúng đến độ hoà tan của hợp chất bên trong hỗn hợp chất thải. Một số khoáng vật và các chất ô nhiễm ổn định hơn ở trong hỗn hợp chất thải tại phạm vi xác định pH và Eh của chất rửa lũa, trong khi chúng kém ổn định hơn tại các phạm vi khác. Ở ngoài trời, các thông số này có thể dao động theo thời gian.

Tỉ số thể tích chất rửa lũa/chất thải

Tỉ số thể tích chất rửa lũa/chất thải cao hơn thì khối lượng tổng chất ô nhiễm được phóng thích cho khoảng thời gian đã cho cũng cao hơn, mặc dù các nồng độ chất ô nhiễm được rửa lũa nhận được có thể nhỏ hơn đối với tỉ số thể tích chất rửa lũa/chất thải thấp hơn ở trong cùng đường bao thời gian. Trong phòng thí nghiệm khó mô phỏng các tỉ số ngoài trời là do phương thức gián đoạn mà chất rửa lũa được tạo ra do mưa và các nguồn khác trong thời gian kéo dài.

Khoảng thời gian tiếp xúc

Khoảng thời gian tiếp xúc của chất rửa lũa với chất thải càng kéo dài thì cơ hội loại bỏ chất ô nhiễm càng lớn. Một số thành phần chất thải chỉ có thể loại bỏ khi liên quan với các pha khoáng vật được hoà tan. Sự hoà tan của các khoáng vật như thế có thể cần thời gian tối thiểu trong các điều kiện môi trường chiếm ưu thế.

Các điều kiện nhiệt độ

Độ hoà tan của hầu hết vật chất có chiều hướng tỉ lệ thuận với nhiệt độ, mặc dù cần nhớ là độ hoà tan không phải là nhân tố quyết định mức độ rửa lũa. Dựa vào độ hoà tan, các nhóm ô nhiễm phải tìm con đường của chúng (qua phân tán hay các quá trình vận chuyển khác) đến biên, qua đây chúng chuyển sang tốc độ rửa lũa được thiết lập. Môi trường diễn ra vận chuyển (có thể là chất thải hay chất thải tự ổn định) có các mức độ khác nhau về: độ thấm, độ khuếch tán và hằng số phân tán đối với các nhóm ô nhiễm di chuyển.

Số các phép tách rửa của chất rửa lũa

Trong một khoảng thời gian đã cho, số các phép tách rửa lớn hơn thì tổng lượng các chất ô nhiễm bị rửa lũa (với tổng lượng có khả năng của các chất ô nhiễm trong chất thải là các giá trị biên cao nhất) sẽ lớn hơn với hầu hết các chất ô nhiễm, sau khi đạt giá trị lớn nhất, nồng độ chất ô nhiễm trong rửa lũa giảm cho mỗi phép tách rửa kế tiếp. Điều này dẫn đến sơ đồ mũ âm của sự giảm nồng độ. Về cơ bản, khi chất lỏng lỗ rỗng (chất rửa lũa) nhận nhiều và càng nhiều chất ô nhiễm do phân tán từ hỗn hợp chất thải, gradien nồng độ giữa khối chất thải và chất rửa lũa giảm xuống, làm cho tốc độ vận chuyển giảm theo. Nếu chất lỏng lỗ rỗng chứa đầy chất ô nhiễm được tách rửa và đo nồng độ của nó thì giá trị nhận được thường nhỏ hơn của các phép tách rửa tiếp là vì ở phép tách rửa sau hơn, ít và có ít chất ô nhiễm hơn có khả năng trong hỗn hợp để rửa lũa.

Dựa vào sự tăng cao đến giá trị cực đại M_o, nồng độ của một chất ô nhiễm mục tiêu trong chất rửa lũa xác định theo phương trình sau:

$$M_t = M_o \exp(-kt) \qquad (8\text{-}38)$$

Trong đó:

N_t - nồng độ chất ô nhiễm trong chất rửa lũa được đo ở thời gian t hay số của phép tách rửa t (M/L^3);

M_o - nồng độ chất ô nhiễm trong chất rửa lũa tại thời gian chuẩn hay số của phép tách rửa t_o (M/L^3);

k - hằng số rửa lũa kinh nghiệm nhận được từ các thí nghiệm trong phòng (nhỏ hơn đơn vị);

t - thời gian (T) hay số của phép tách rửa.

8.9.3. Phân tích lí thuyết về tốc độ rửa lũa chất ô nhiễm

Theo quan điểm lí thuyết, hai dạng rửa lũa có thể nhận biết dựa trên dạng chất thải được ổn định:

1. Rửa lũa của môi trường dạng hạt phân tán.
2. Rửa lũa của các khối chất thải.

Với sự rửa lũa môi trường dạng hạt, phương trình ngấm rửa lũa đã được trình bày trong chương 6. Ngoài ra, sự phóng thích các vật chất từ các hạt riêng lẻ của môi trường có thể được phân tích sâu thêm bằng hàm số giảm bớt cỡ hạt - thời gian rửa lũa như đã được dùng trong "mô hình lõi co ngót". Mô hình này được trình bày trong các sách giáo khoa gia công khoáng vật tiêu chuẩn và không trình bày ở đây.

Cho các khối, sự giải thoát chất ô nhiễm mục tiêu vào chất rửa lũa ở kề bên ngoài khối từ các vị trí x trong khối đo từ biên rửa lũa khối có thể biểu thị bằng dạng phương trình bình lưu - phân tán một hướng sau:

$$D_e\left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}\right) - V_v\left(\frac{\partial C}{\partial x}\right) - \left[1 - \left(\frac{1-f}{f}\right)\rho_t K_d\right]\left(\frac{\partial C}{\partial x}\right) = 0 \quad (8\text{-}39)$$

Trong đó:

D_e - hệ số phân tán hiệu quả của chất ô nhiễm mục tiêu qua hỗn hợp chất thải (L^2/T);

C - nồng độ chất ô nhiễm trong chất thải (M/L^3);

x - khoảng cách từ biên chất thải/chất rửa lũa ở trong khối chất thải (L);

V_v - vận tốc dòng bình lưu của chất ô nhiễm từ khối tới chất rửa lũa (L/T);

f - độ rỗng của hỗn hợp (phần không thứ nguyên);

ρ_t - mật độ của hỗn hợp (M/L^3);

K_d - hệ số phân bố chất ô nhiễm cho hỗn hợp kết hợp vật chất rắn - chất lỏng lỗ rỗng (L^3/M);

t - thời gian (T).

Phiên bản khác của phương trình (8-39) có chứa số hạng độ ẩm thay cho số hạng độ rỗng. Ngoài ra, các lỗ rỗng kín trong các vật liệu được ổn định có nghĩa là cả độ rỗng và độ thấm là rất thấp để có thể bỏ qua dòng bình lưu. Cơ cấu chính cho sự loại bỏ chất ô nhiễm từ các khối được ổn định là khuếch tán. Vì thế:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e\left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}\right) \quad (8\text{-}40)$$

Phương trình (8-40) thông thường được hiểu là định luật khuếch tán thứ hai của Fick. Theo lời giải giải tích được Crank (1975) phát triển và với giả thiết đơn giản là D_e sẽ là hằng số khi rửa lũa tăng lên, thì lượng chất ô nhiễm được rửa lũa từ một khối được tính theo:

$$M_t = 2(C_o - C_i)\left(\frac{D_e t}{\pi}\right)^{0,5} \quad (8\text{-}41)$$

Trong đó:

M_t - lượng chất ô nhiễm được rửa lũa cho mỗi diện tích bề mặt đơn vị của một khối sau khoảng thời gian đã cho (M/L^2);

C_o - nồng độ ban đầu của chất ô nhiễm trong dung dịch lỗ rỗng của khối (M/L^3);

C_i - nồng độ chất ô nhiễm tại mặt phân cách khối/chất rửa lũa (M/L^3).

Các thông số khác đã được định nghĩa trước.

Có thể giả thiết nồng độ C_i cũng là nồng độ chất ô nhiễm trong chất rửa lũa/dung dịch rửa lũa. Trong thực tế, C_i lớn hơn nồng độ thể tích chất rửa lũa/dung dịch rửa lũa của chất ô nhiễm mục tiêu. Có thể duy trì cân bằng qua hỗn hợp hay qua các dạng khuấy động khác của buồng phản ứng. Khi chất rửa lũa được phục hồi lại, C_i là độ lớn bằng không ban đầu.

Trong bản thân khối, các phân chia chất ô nhiễm giữa hỗn hợp và chất lỏng trong các khoảng rỗng. Hệ số phân chia hay hệ số vận chuyển khối có thể dùng để mô tả sự phân chia này. Vì thế:

$$C_o = K_p C_d \quad (8\text{-}42)$$

$$C_o = K_p\left(\frac{m_d}{v_d}\right) \quad (8\text{-}43)$$

Trong đó:

K_d - vận chuyển khối (hay hệ số phân chia) của chất ô nhiễm mục tiêu giữa dung dịch lỗ rỗng và hỗn hợp (phần không thứ nguyên);

C_d - nồng độ hỗn hợp thiết kế của chất ô nhiễm cho mỗi thể tích khối lượng của khối được ổn định (M/L^3);

m_d - khối lượng chất ô nhiễm trong vật liệu được ổn định (M);

v_d - thể tích thiết kế của vật liệu được ổn định có chứa M_d (L^3).

Nếu giả thiết K_a có giá trị có thể lớn nhất là 1,0 (chất ô nhiễm mục tiêu chiếm hoàn toàn trong chất lỏng lỗ rỗng) và $C_i = 0$, thì phương trình (8-43) có thể đưa vào phương trình (8-41) để cho phương trình sau:

$$M_t = 2\left(\frac{m_d}{v_d}\right)\left(\frac{D_e t}{\pi}\right)^{0,5} \quad (8\text{-}44)$$

Coi M_t biểu hiện trên cơ sở diện tích bề mặt cho mỗi đơn vị, nó còn được nhân với tổng diện tích bề mặt bên ngoài của khối để nhận được tổng lượng loại bỏ từ khối:

$$M_{tT} = (M_t)(S) = 2S\left(\frac{m_d}{v_d}\right)\left(\frac{D_e t}{\pi}\right)^{0,5} \quad (8\text{-}45)$$

Trong đó:

M_{tT} - khối lượng chất ô nhiễm rửa lũa qua toàn bộ bề mặt bên ngoài của khối trong khoảng thời gian đã cho (M);

S - tổng diện tích bề mặt bên ngoài của khối (L^2).

Có thể bố trí lại phương trình (8-45) để cho:

$$\frac{M_{tT}}{m_d} = 2\left(\frac{S}{v_d}\right)\left(\frac{D_e t}{\pi}\right)^{0,5} \qquad (8\text{-}46)$$

Cần nhớ là khi dùng phương trình (8-46), v_d phải là thể tích của khối có tổng diện tích bề mặt là S.

Phương trình (8-46) cơ bản là biểu thức để đánh giá lượng chất ô nhiễm có thể loại bỏ từ khối sau khoảng thời gian rửa lũa đã cho, được biểu hiện như là một phần của lượng ban đầu đặt vào bên trong vật liệu.

8.10. CÁC NGUYÊN LÍ XỬ LÍ HOÁ HỌC

Xử lí hoá học là dùng các phản ứng hoá học trực tiếp hay xúc tác để phá huỷ hay chuyển các chất ô nhiễm từ dạng nguy hại sang dạng kém nguy hại hơn. Các phản ứng xúc tác thì hiệu quả hơn trong pha nước. Hậu quả là thường nhận được hiệu quả xử lí thấp cho các chất ô nhiễm bị hấp phụ chặt vào các thành phần hỗn hợp rắn trong đất. Thứ hai là, các phản ứng hoá học cần để phân huỷ chất ô nhiễm liên quan các kết hợp hoá học lượng pháp của các tác nhân, trong sự có mặt của các chất pha trộn (các hạt đất), nó cản trở và ảnh hưởng hiệu quả của các phản ứng. Hầu hết các quá trình xử lí hoá học được phát triển để xử lí hơi nước của các chất ô nhiễm. Sự tiếp xúc giữa các tác nhân thì hiệu quả trong các hơi nước như thế hơn là trong đất bị ô nhiễm. Do vậy, việc xử lí hoá học môi trường đất có nồng độ chất rắn cao có thể còn biến thành bùn (vữa) và pha trộn để tạo ra mức độ phân huỷ chất ô nhiễm thích hợp. Các khó khăn liên quan với sự phân phối các tác nhân cho các vật liệu bị ô nhiễm tại chỗ trong các tỉ lệ thoả mãn các yêu cầu hoá học lượng pháp, khống chế các điều kiện phản ứng và pha trộn, ép buộc việc xử lí hoá học là quá trình xử lí chủ yếu ở ngoài khu vực. Tuy nhiên các phát triển gần đây liên quan với sự pha trộn đất ở dưới sâu (với các tác nhân phản ứng) và/hoặc bố trí các tường phản ứng ở dưới đất bằng các nhân tố phản ứng như mạt giũa sắt, đá vôi mà nước có thể thấm qua. Các phương pháp xử lí bằng hoá học phổ biến nhất là hiệu chỉnh pH. oxi hoá/khử, khử halogen, thuỷ hoá và oxi hoá nước siêu giới hạn. Các nguyên lí, các kĩ thuật này được đề cập trong mục này. Người đọc cần lưu ý là nội dung khử halogen đã được trình bày trong mục 8.8.

8.10.1. Các nguyên lí hoá học về oxi hoá - khử

Cả hai quá trình hoá học oxi hoá và khử diễn ra trong cùng quá trình với các tác nhân khác nhau. Thông thường, trạng thái oxi hoá của một hợp chất tăng lên (hợp chất bị oxi hoá) khi nó bị giảm cho hợp chất khác (hợp chất khử). Tác nhân oxi hoá là cấp oxi, còn hợp chất nhận oxi gọi là tác nhân khử. Oxi hoá có thể định nghĩa là sự mất các điện tử bởi hợp chất bị oxi hoá, còn khử là sự nhận các điện tử bởi hợp chất khử.

Nhóm các chất ô nhiễm phổ biến nhất được xử lí bằng oxi hoá là phenol, chlorophenol, xyanua, một số thuốc trừ vật hại và aliphatic được halogen hoá. Có thể cải tạo tốc độ oxi hoá bằng cách dùng các chất xúc tác, phóng xạ và xử lí bằng điện phân. Một số tác nhân oxi hoá dùng phổ biến nhất được đề cập những nét chính ở dưới đây.

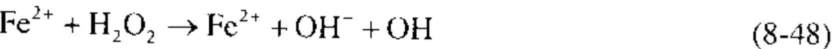
Hydro peroxit (H_2O_2)

Hydro peroxit là một chất lỏng axit yếu, không màu. Hydro peroxit có thể oxi hoá chất thải bằng các phản ứng sau:

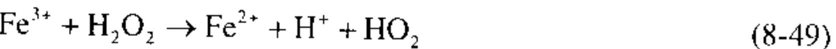


$$H_2O_2 + R \rightarrow RO + H_2O \quad (8\text{-}47)$$

Các chất xúc tác như Fe^{3+} và Fe^{2+} có thể phân huỷ H_2O_2 thành các gốc hoá học của perhydroxin và hydroxin, chúng là các chất oxi hoá rất hiệu quả.



$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{2+} + OH^- + OH \quad (8\text{-}48)$$



$$Fe^{3+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{2+} + H^+ + HO_2 \quad (8\text{-}49)$$

Perhydroxin và hydroxin là HO_2 và OH tương ứng. Một số các phản ứng oxi hoá được xem là "các phản ứng Fenton" (Dorfman và Adams, 1973) có thể được tạo ra bằng cách dùng hai chất oxi hoá này. Ở các nồng độ cao, một số hữu cơ và vô cơ có thể tạo nhiệt trong các phản ứng với H_2O_2.

Ozôn (O_3)

Ozôn là khí phản ứng mạnh, màu xanh có khả năng oxi hoá khá nhiều hợp chất. Khi đưa vào trong dung dịch nước có chứa các chất pha trộn như các hạt đất và các chất ô nhiễm, ozôn phân huỷ nhanh tỉ lệ thuận với lượng chất pha trộn trong nước. Masschelein (1982) cho biết các cách mà ozôn oxi hoá các hợp chất hữu cơ để cho các sản phẩm phản ứng khác nhau là:

1. Oxi hoá trực tiếp.
2. Oxi hoá bằng hydroxin tạo thành do ozôn phân huỷ trong nước.
3. Oxi hoá tạo ra các tương tác ozôn - chất hoà tan.

Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1986a) đánh giá là một số hợp chất có tốc độ phản ứng thấp với ozôn sẽ phản ứng 100 - 1000 lần nhanh hơn nếu có tác dụng phóng xạ tia cực tím hay năng lượng siêu âm. pH cao làm thuận lợi cho sự tăng các phản ứng liên quan với gốc hoá học hydroxin. Bảng 8.10 cho thấy các số liệu về sự tạo ozôn của các hợp chất hữu cơ khác nhau trong nước.

Bảng 8.10. Số liệu về sự tạo ozôn của một số hợp chất hữu cơ trong nước

Hợp chất	Nồng độ ban đầu (mg/l)	Liều lượng ozôn (mg/l)	Nồng độ cuối cùng (mg/l)	Độ giảm, phần trăm
Methanol	2000	-	160	92
Ethanol	1000	-	80	91

Bảng 8.10 (tiếp theo)

Hợp chất	Nồng độ ban đầu (mg/l)	Liều lượng ozôn (mg/l)	Nồng độ cuối cùng (mg/l)	Độ giảm , phần trăm
Isoamyl alcohol	1000	-	80	92
Glycerine	1000	-	0	100
Hydrazine	100	-	0	100
Carson disulfide	100	-	0	100
Hydrogen sulfide	10	-	0	100
Phenol	100	-	0	100
o-Cresol	100	-	0	100
Hydroquinrne	100	-	0	100
Salicyclic axit	100	-	0	100
Gasoline	1000	-	0	100
Benzene	500	-	0	100
Toluene	500	-	0	100
Xylene	500	-	0	100
Acetone	100	-	30	70
Petroleum	10	4,5	0,2 - 0,3	97 - 98
Gasoline	50	1,29	1	98
		5,1	0,1	99,8
Benzene	200	20	5	97,5
Diethyl benzene	125 - 100	150 - 10	5 - 12,5	88 - 96
2,2,4-dinitrophenol	50	100	0,35	99,3
	3	17	0,05	98,3
		14	0	100
DDT	0,5	13,8	0,25	50
Malathion	10	3,5	2	80
		9,8	1	90
		2,6	0	100
Methyl parathion	10	4,5	0,5	95
		9,5	0,1	99
Trichloro methyl	10	8 - 10	0,07	99,3
Parathion	0,5 - 1	3,5 - 4,5	0	100
Dinitro orthocresol	10	5 - 6	0	100

Hypochlorit

Hypochlorit hình thành do phản ứng của clo với kiềm. Hypochlorit như hypochlorit canxi ($CaOCl_2$) và hypochlorit natri (NaOCl) là các nhân tố oxi hoá mạnh và chủ yếu được dùng như là một phương pháp an toàn để phân phối clo. Sự thêm clo vào môi trường bị ô nhiễm gây ra các phản ứng thuộc một trong ba dạng sau đây:

1. Thêm ion clo vào cấu trúc phân tử của hợp chất;
2. Thay thế các đơn vị phân tử của hợp chất bằng clo;
3. Oxi hoá hợp chất bằng clo.

Hai cơ cấu đầu thường được gọi là clorit hoá. Nếu các hợp chất hữu cơ là các chất ô nhiễm mục tiêu, các hợp chất hữu cơ được clorit hoá thường độc hại, có thể tạo thành trong các điều kiện phản ứng thích hợp. Điều này là phổ biến trong các chất hoà tan mạnh ở pH thấp. Oxi hoá thuận lợi trong các dung dịch axit yếu và là phản ứng mong muốn khi dùng hypochlorit để xử lí các hợp chất hữu cơ.

Khử cũng là một kĩ thuật có hiệu quả kinh tế nhằm khử chất ô nhiễm của môi trường đất bị nhiễm bẩn. Ví dụ về các tác nhân khử là các hợp chất của sắt (như đã đề cập trước), kẽm natri và nhôm. Các dòng chất thải có chứa crôm, thuỷ ngân, các hữu cơ bị clo hoá và các chất hữu cơ không bão hoà có thể được xử lí bằng phương pháp khử. Ví dụ, crôm có hoá trị 6 có thể được khử để kém độc hại hơn và thành crôm hoá trị 3 có thể lắng đọng nhanh. Cả hai quá trình xử lí bằng oxi hoá và oxi hoá - khử thường cần tiếp một quá trình loại bỏ các sản phẩm của phản ứng.

8.10.2. Oxi hoá nước ở trên mức giới hạn

Tại các nhiệt độ và áp suất gần điểm giới hạn của nó, các đặc trưng của nước làm cho nó thành môi trường tuyệt vời cho sự oxi hoá các hợp chất. Tại điểm giới hạn của nước ở 374°C và 221atm, các liên kết hydro của nước có các đặc trưng của một dung môi phân cực. Tại giai đoạn này, oxi và hầu hết hydrocacbon sẵn sàng hoà tan trong nước trong khi độ hoà tan của các hợp chất vô cơ trở nên rất nhỏ. Điều này cho biết là các hợp chất hữu cơ có thể được oxi hoá trong khi các chất vô cơ có thể lắng đọng bởi nước ở trên mức giới hạn.

Quá trình do Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1987) đưa ra là hỗn hợp các chất hoà tan hay các vữa trong nước của môi trường bị ô nhiễm mục tiêu với oxi tại áp suất lớn hơn 218atm và nhiệt độ trong khoảng 500°C. Điều này được thực hiện trong bình áp lực ở trên mặt đất hay bình phản ứng được chôn dưới đất. Kĩ thuật xử lí này đòi hỏi nguồn năng lượng đưa vào cao. Sự phát xạ và các chất cặn bã bao gồm các khí (N_2 và CO_2), các kết tủa vô cơ và các dung dịch nước có hữu cơ và một số muối: tốc độ oxi hoá và tích đọng điển hình thì rất cao.

8.10.3. Các nguyên lí thuỷ hoá

Thuỷ hoá là một phản ứng phức tạp, trong đó chất lỏng hydroxin (OH^-) thay cho nhóm tách riêng trong phân tử sao cho hợp chất trở nên ổn định hơn. Nước thường là nguồn chất lỏng OH^- và phản ứng thay thế được biểu thị như sau:



$$RX + H_2O \rightarrow ROH + HX \quad (8\text{-}50)$$

Trong đó: R - một nửa hữu cơ và X là nhóm hoá học được tách ra trong phản ứng.

Trong các điều kiện tự nhiên, quá trình thuỷ hoá các hợp chất hoá học diễn ra để khử chất ô nhiễm của đất, mục đích là tạo các điều kiện môi trường làm tăng tốc độ phản ứng. Các hợp chất hữu cơ trong tự nhiên được thuỷ hoá với tốc độ từ vài giây đến hàng triệu năm. Tốc độ thường có dạng bậc một hay giả bậc một. Các hợp chất hữu cơ chấp nhận thuỷ hoá được liệt kê dưới đây và theo thông tin được Hội Bảo vệ môi trường Mỹ chấp nhận (1986) thì theo các phương trình phản ứng đặc trưng dưới đây:



Halit alkyl: $RX + H_2O \rightarrow ROH + HX$ (8-51)



Ester: $R_1C(O)OR_2 + H_2O \rightarrow R_1C(O)OH + R_2OH$ (8-52)



Amides: $RC(O)NR_1R_2 + H_2O \rightarrow RC(O)OH + R_1R_2NH$ (8-53)



Carbamates: $ROC(O)NR_1R_2 + H_2O \rightarrow ROH + HNR_1R_2 + CO_2$ (8-54)

Photphoric và este axit photphoric:



$$ROPR_1R_2 + H_2O \rightarrow HOPR_1R_2 + ROH \quad (8\text{-}55)$$

Như trong phương trình phản ứng trước, R biểu thị một nửa hữu cơ có thể là một dạng trong hợp chất hữu cơ gốc. Trong một số trường hợp một nửa ở trong cùng hợp chất có thể thuỷ hoá, trong khi nửa kia thì không. Ngoài ra sự thuỷ hoá các nửa phần khác nhau hay một phần hợp chất thì phụ thuộc vào các điều kiện pH, nhiệt độ khác nhau.

Nói chung, tốc độ thuỷ hoá của một hợp chất được xem như là tổng của các hằng số quá trình trung tính, xúc tác axit và xúc tác bazơ như sau:

$$-\frac{\partial(RX)}{\partial t} = k_N(RX) + k_A(RX)(H^+) + k_B(RX)(OH^-) \quad (8\text{-}56)$$

Trong đó: RX - nồng độ của chất ô nhiễm hữu cơ;

t - thời gian;

k_N - hằng số phản ứng thuỷ hoá trung tính (cho pH = 7,0);

k_A - hằng số phản ứng thuỷ hoá được xúc tác axit (cho pH < 7,0);

k_B - hằng số phản ứng thuỷ hoá được xúc tác bazơ (cho pH > 7,0).

$$k_h = k_N + k_A(H^+) + k_B(OH^-) \quad (8\text{-}57)$$

Trong phương trình (8-57), k_h là hằng số tốc độ phản ứng thuỷ hoá tổng. Phương trình (8-56) có thể viết lại thành:

$$-\frac{\partial(RX)}{\partial t} = k_h(RX) \quad (8\text{-}58)$$

Số liệu về sự thuỷ hoá của este, epoxit và rượu được halogen hoá do Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1986) công bố ở trong bảng 8.11. Người đọc phải nhớ là các tốc độ thuỷ hoá này ở tại nhiệt độ 25^{o} hay gần $25^{o}C$. Việc dùng kĩ thuật thuỷ hoá để xử lí môi trường bị ô nhiễm ở điều kiện pH và nhiệt độ thông thường thì cần biến đổi các điều kiện này để đạt tốc độ cao hơn. Nói chung, tốc độ thuỷ hoá tăng theo nhiệt độ.

8.11. CÁC NGUYÊN LÍ LÀM GIẢM TỰ NHIÊN NỒNG ĐỘ Ở HIỆN TRƯỜNG

Sự làm giảm tự nhiên cũng được gọi là sự chữa trị bị động, là kĩ thuật trong đó các quá trình tự nhiên trong các hệ đất đáp ứng được sự phân huỷ và phân tán các chất ô nhiễm. Sự phân tán chất ô nhiễm có thể xảy ra do sự loại trừ hay vận chuyển. Nếu các điều kiện trong hệ đất thuận lợi cho sự diễn ra quá trình giảm bớt tự nhiên, thì cần làm sạch hệ đất tối thiểu đến các nồng độ chất ô nhiễm dư rất thấp.

Hệ đất có chứa các vật liệu tự nhiên như các vi khuẩn, sắt chứa nước, khoáng vật sắt, sunfua được khử và vật chất hữu cơ của đất. Sự tương tác của các vật liệu này với các chất ô nhiễm có thể dẫn đến sự giảm bớt tự nhiên. Sự khác biệt giữa các quá trình giảm tự nhiên và các quá trình có liên quan là chuyển các chất ô nhiễm từ pha nước sang pha rắn (hấp phụ và lắng đọng) còn tranh cãi. Cả hai nhóm quá trình liên hệ qua lại, nhưng sự giảm tự nhiên ám chỉ sự giảm nồng độ của chất ô nhiễm mục tiêu trong hệ đất tổng và không chuyển từ pha này sang pha khác như trong trường hợp hấp phụ. Cả hai quá trình suy giảm tự nhiên và vận chuyển pha đều làm cho nồng độ chất ô nhiễm giảm trong pha nước.

Hình 8.22 mô tả sự di chuyển dải ô nhiễm từ một nguồn được tạo ra bởi sự vận chuyển nước ngầm qua vùng nguồn. Dải di chuyển từ vùng nguồn với vận tốc V_{min}. Sự suy giảm tự nhiên diễn ra ở trong vùng dải và sẽ xảy ra trong vùng xen vào giữa dải và điểm phục tùng (POC - point of compliance). Không nghi ngờ gì, nồng độ các chất ô nhiễm nhận được qua mẫu thu hồi từ POC và các số đo phân tích hy vọng nhỏ hơn cho các điểm trước đó trong mô hình hộp này. Điều này là thực nếu dải di chuyển với tốc độ nhanh hơn tốc độ cung cấp thêm cho chất ô nhiễm từ nguồn. Sự giảm nồng độ chất ô nhiễm tại POC liên quan với tất cả các điểm trước đó (trong mô hình địa môi trường liên tục, đồng nhất và đẳng hướng) có thể đóng góp cho các yếu tố sau đây:

1. Sự hấp phụ các chất ô nhiễm bởi các vật liệu đất và các chất ô nhiễm tiếp xúc.

2. Sự lắng đọng các chất ô nhiễm dọc theo đường di chuyển nếu các điều kiện pH - Eh và thành phần hoá học nước dưới đất chủ yếu là thuận lợi.

3. Sự phân huỷ và vận chuyển các chất ô nhiễm bởi các vi khuẩn với các khoáng vật của đất.

Bảng 8.11. Số liệu về thuỷ hoá este, epoxit và rượu được halogen hoá

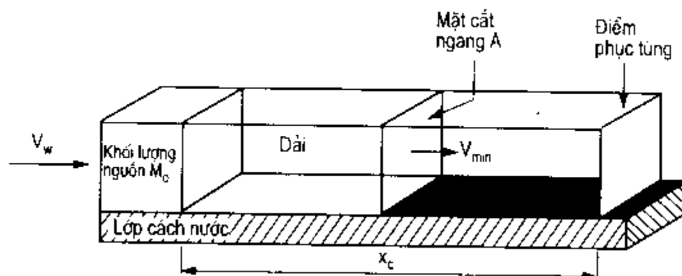
Hợp chất	$t_{1/2}$ tại pH										
	Số liệu nguồn	k_A	k_N	k_H	5	6	7	8	9	10	11
Chloromethylmethylether	1	-	-	-	-	-	0,007s	-	-	-	-
bia(chloromethyl)ether	1	-	-	-	-	-	38s	-	-	-	-
2-Chloroethanol	1	-	-	-	-	-	21y	-	-	-	-
1-Chloro-2-propanol	1	-	-	-	-	-	2y	-	-	-	-
2-Chloroethylvinylether	2	-	-	-	-	-	0,48y	-	-	-	-
3-Chloro-1,2 epoxy, 2methyl propane	3	1,84E-3	5E-7	-	16d	16d	16d	16d	16d	16d	16d
Alpha-epichlorohydia	3	8,04E-4	9,8E-7	-	8,2d	8,2d	8,2d	8,2d	8,2d	8,2d	8,2d
Epibromohydrin	3	6,1E-4	5E-7	-	16d	16d	16d	16d	16d	16d	16d

Ghi chú: *Tất cả số liệu được báo cáo tại 25°C.*

Hằng số tốc độ bằng S^{-1};

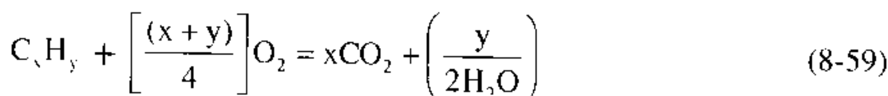
S - giây;

d - ngày; y - năm.



Hình 8.22: *Mô tả sự chuyển động dải ô nhiễm trong mô hình hình hộp*
V_w = vận tốc nước ngầm qua vùng nguồn chất ô nhiễm (có khối lượng M_o); V_{min} - vận tốc dải.

Sự giảm tự nhiên thường được xem chủ yếu là do các yếu tố 2 và 3. Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1995) mô tả các quá trình giảm tự nhiên thuận lợi của các chất ô nhiễm hữu cơ bằng các nét phác thảo trong bảng 8.12 với các quá trình sinh học, tốc độ phân huỷ bởi vi sinh học ưa khí thường cao hơn yếm khí. Điển hình, dải diễn ra sự suy giảm tự nhiên bao gồm một lõi yếm khí bên trong và một bờ ưa khí bên ngoài như thấy ở trong hình 8.23. Sự phân huỷ vi sinh học ưa khí của bờ bên ngoài được tăng cường bởi sự tiếp xúc oxi ngấm vào nhiều hơn ở lõi bên trong. Theo phân tích của Kerfoot (1994), có thể mô tả sự oxi hoá hydrocacbon (một loại hợp chất hữu cơ) như sau:



$$C_xH_y + \left[\frac{(x+y)}{4}\right]O_2 = xCO_2 + \left(\frac{y}{2H_2O}\right) \qquad (8\text{-}59)$$

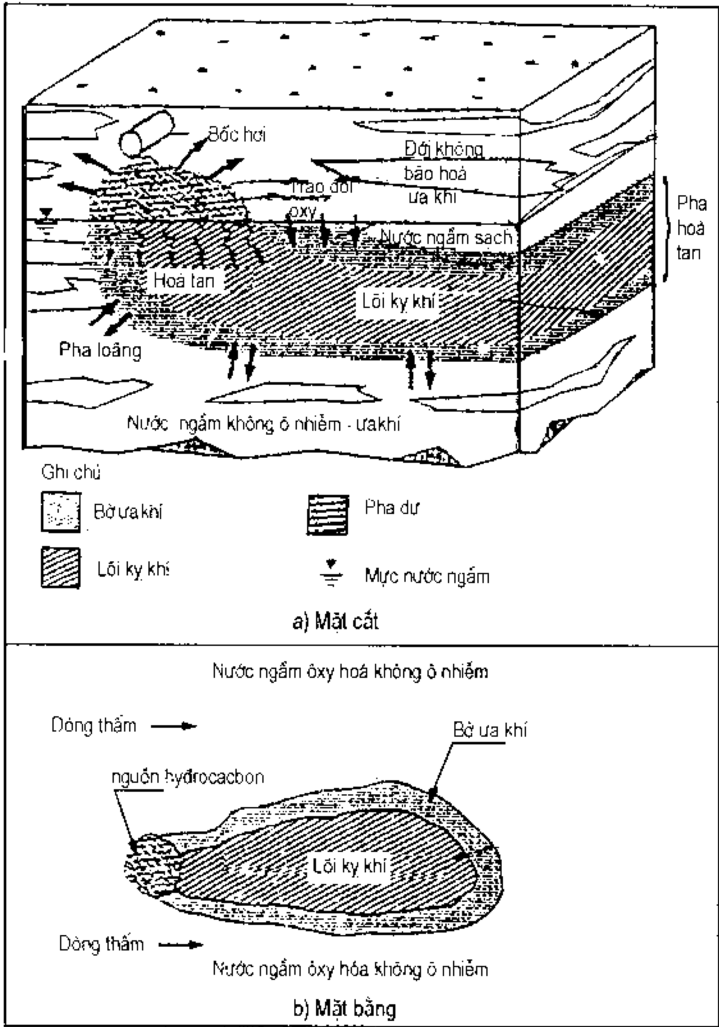
C_xH_y là công thức kinh nghiệm của hydrocacbon mang đặc tính của loại này.

Bảng 8.12. Các cơ cấu giảm tự nhiên chủ yếu nhất
(Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1995)

Cơ cấu	Mô tả	Khả năng để suy giảm BTEX
Sinh học		
Ưa khí	Các vi khuẩn dùng oxi như là một chất nhận điện tử để chuyển chất ô nhiễm thành CO_2, nước và khối sinh học	Cơ cấu giảm quan trọng nhất nếu có oxi thích hợp. Không khí trong đất (O_2) ≥ 2%. Nước ngầm D.O. ≥ 1 - 2 mg/l.
Hiếm khí		
Giảm nitrat Khử sunfát Tạo rượu mêtanol Khử sắt	Các chất nhận điện tử có thể lựa chọn (NO_3^-, SO_4^{2-}, Fe^{3+}, CO_2) được các vi khuẩn sử dụng để phân huỷ các chất ô nhiễm	Tốc độ điển hình chậm hơn nhiều cho phân huỷ sinh học ưa khí; toluen chỉ là thành phần của BTEX có sự phân huỷ hoà hợp
Sự giảm oxi	Chất nhận điện tử thứ hai yêu cầu ở nồng độ oxi thấp để phân huỷ sinh học các chất ô nhiễm	Không được chứng minh ở ngoài trời cho BTEX

Bảng 8.12 (tiếp theo)

Cơ cấu	Mô tả	Khả năng để suy giảm BTEX
Vật lí		
Bốc hơi	Các chất ô nhiễm được loại bỏ khỏi nước ngầm bằng bốc hơi sang pha hơi trong đới không bão hoà	Thông thường đóng góp nhỏ so với phân huỷ sinh học. Quan trọng hơn cho nước ở nông hay dao động mạnh.
Phân tán	Các quá trình pha trộn cơ học và phân tán phân tử làm giảm nồng độ	Giảm nồng độ, nhưng không tạo ra sự tổn thất thực khối lượng.
Hấp phụ	Chia tách các chất ô nhiễm giữa pha nước và hỗn hợp đất. Hấp phụ bị khống chế bởi lượng cacbon hữu cơ, khoáng vật đất và cỡ hạt	Hấp phụ làm giảm sự di chuyển dải nhưng không loại bỏ vĩnh viễn BTEX khỏi đất hay nước ngầm khi có thể xảy ra sự loại bỏ hấp phụ.



Hình 8.23: *Mô tả các tác động của sự tiếp xúc oxi đến sự phân huỷ sinh học của một dải ô nhiễm (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1995)*

Coi cacbon có khối lượng nguyên tử là 12amu và hydroxin có khối lượng nguyên tử là 1amu, mỗi mole C_xH_y có khối lượng (12x + y)gam và bị phân huỷ bởi [x + (y/4)] mole hay (32x + 8y) gam phân tử oxi để tạo ra 1 mole hay (44x) gam CO_2.

Với các hydrocacbon có các giá trị x và y sau đây:

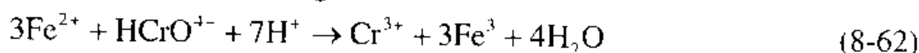
$$x \le y \le 2x \quad \text{và } 4 \le x \le 12$$

Kerfoot (1994) đã cho biểu thức gần đúng xác định các tốc độ tiêu thụ oxi, phân huỷ hydrocacbon và sản sinh CO_2:

$$\frac{\partial(C_xH_y)}{\partial(O_2)} = 0,31 \qquad (8\text{-}60)$$

$$\frac{\partial(C_xH_y)}{\partial(CO_2)} = -0,31 \qquad (8\text{-}61)$$

Các chất ô nhiễm vô cơ như các kim loại cũng có thể được giảm tự nhiên trong hệ đất. Các chất có điện tử như Fe^{2+}, các khoáng vật sắt, vật chất hữu cơ và sunfua khử có mặt trong đất theo các tỉ lệ khác nhau có thể làm giảm các chất ô nhiễm như Cr(VI). Phương trình phản ứng để khử Cr(VI) bằng Fe^{2+} như sau:

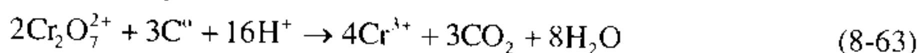


$$3Fe^{2+} + HCrO^{4-} + 7H^+ \rightarrow Cr^{3+} + 3Fe^{3} + 4H_2O \qquad (8\text{-}62)$$

Eary và Rai (1988) đánh giá là nếu oxi hoà tan thích hợp đạt tiếp xúc với các tác nhân, phản ứng có thể hoàn thành trong thời gian chưa tới 5 phút.

Nhiều khoáng vật tạo đá bị phong hoá liên tục thành các khoáng vật đất có chứa sắt. Trong số các khoáng vật này có olivin, mica, smectit và piroxen. Các khoáng vật chứa sắt cơ bản như ilmenit, manhêtit và pirit là các khoáng vật tạo đất phổ biến có thể khử các chất oxi hoá như crôm hoá trị sáu.

Vật chất hữu cơ cũng được biết là khử các gốc kim loại như crômat. Ví dụ của phản ứng này được trình bày sau đây:



$$2Cr_2O_7^{2+} + 3C^0 + 16H^+ \rightarrow 4Cr^{3+} + 3CO_2 + 8H_2O \qquad (8\text{-}63)$$

Tóm lại, sự giảm tự nhiên được chấp nhận chỉ khi nồng độ các chất ô nhiễm đủ bé để được phân tán bởi các quá trình tự nhiên trong đất. Nồng độ quá lớn của chất ô nhiễm cần dùng các kĩ thuật xử lí tích cực.

8.12. CÁC NGUYÊN LÍ XỬ LÍ BẰNG THỰC VẬT TẠI HIỆN TRƯỜNG

Xử lí bằng thực vật là dùng các cây cối để loại bỏ các chất ô nhiễm khỏi hệ đất, hoặc ở hiện trường hoặc trong các hệ phản ứng trong các bể thí nghiệm. Xử lí bằng thực vật ở hiện trường liên quan sự loại bỏ trực tiếp hay vận chuyển các chất ô nhiễm trong hệ đất bằng các thực vật sinh trưởng và là trọng tâm của mục này. Kĩ thuật này có thể dùng để xử lí các hệ đất bị ô nhiễm bởi kim loại, các dung môi dùng clo, dầu thô, thuốc trừ thực vật hại và các chất nổ như trinitrotoluen (TNT).

Trong chữa trị bằng thực vật, một hay kết hợp các loại cây được chọn lựa và được trồng trên vùng bị ô nhiễm. Trong lúc trưởng thành, các phần bị chôn vùi (rễ cây) loại bỏ các chất ô nhiễm từ đất bằng một hay nhiều quá trình sau đây; hấp phụ trực tiếp; vận chuyển bởi vi khuẩn trong vùng rễ cây; và ổn định hoá qua quá trình thay đổi pha (ví dụ: lắng đọng) và giảm khả năng thấm của đất. Phần khối lượng các chất ô nhiễm được rễ cây hấp phụ được chuyển vị trí bởi các phần khác (thân cây và lá cây) và được tích luỹ để dùng trong các quá trình trao đổi chất. Một số chất ô nhiễm được hấp phụ bị bốc hơi hầu hết qua lá vào trong khí quyển. Các chất ô nhiễm tích luỹ có thể được thu hoạch cùng với số đông các cây cối và được tiến hành để xử lí trong thể tích đã giảm hay để tái sinh.

Xử lí bằng thực vật thích hợp ở các nơi các chất ô nhiễm mục tiêu tồn tại chủ yếu ở trong phạm vi độ sâu của đới rễ, ở các nồng độ thì từ thấp đến trung bình. Khi coi sự nương tựa về sinh trưởng thực vật và tương tác hiệu quả với các chất ô nhiễm đất thì chỉ có các cây có thể chịu đựng các điều kiện môi trường đất bao gồm các mức ô nhiễm và vi khí hậu mới có thể dùng có hiệu quả. Các loại cây như thế phải có tốc độ sinh trưởng nhanh phù hợp và mật độ rễ đủ cao để cho diện tích tiếp xúc bề mặt thích ứng với môi trường đất bị ô nhiễm. Hầu hết thực vật có khả năng cao như phytine mediator sinh trưởng trong các vùng nhiệt đới như cận Sahara ở Châu Phi, Trung Nam Mỹ và bán đảo Caribe. Moffat (1995) giải thích là sự tích luỹ chất ô nhiễm trong các thực vật này là sự phòng vệ tự nhiên chống lại các côn trùng ăn cây và các tác nhân gây bệnh, vi khuẩn có nhiều trong vùng nhiệt đới. Các kĩ thuật khác nhau được dùng trong xử lí bằng thực vật được đề cập những nét chính dưới đây.

8.12.1. Tách ra bằng thực vật

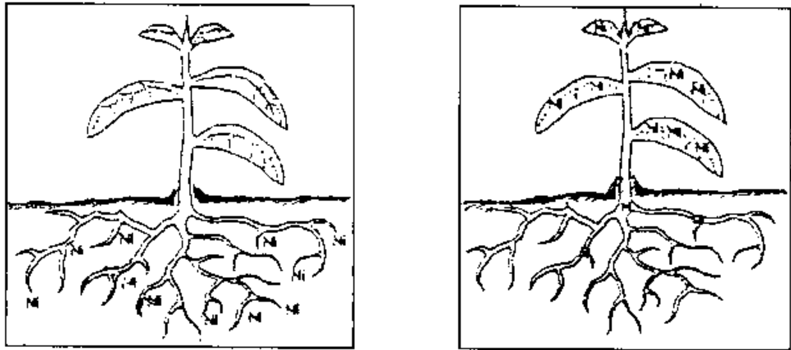
Tách ra bằng thực vật cũng được xem như tích luỹ bằng thực vật. Đó là sự chấp nhận các chất ô nhiễm (thường là các kim loại) bởi các thực vật và sự phân bố tiếp theo của các chất ô nhiễm cho thân và lá cây. Thực vật thu hoạch thường được tạo thành phân trộn hay đốt cháy ra tro. Sự đốt cháy thành tro làm giảm thể tích vật liệu tới chỉ còn khoảng 10% thể tích ban đầu. Vùng bị ô nhiễm có thể trồng lại cây bằng các loại cây lựa chọn cho đến khi nồng độ ô nhiễm trong các đất trên mặt giảm tới mức độ mong muốn. Các cây có khả năng tích luỹ kim loại cao được gọi là loại tích luỹ cao. Các ví dụ được trình bày trong bảng 8.13 và sự chấp nhận niken được mô tả trong hình 8.24.

Bảng 8.13. Các loại thực vật có khả năng tích luỹ cao kim loại (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1996b)

Kim loại	Các nhóm thực vật	Phần trăm kim loại trong trọng lượng lá khô (%)	Nơi xác định
Zn	Calamin Thlaspi	< 3	Đức
	Các nhóm Viola	1	Châu Âu

Bảng 8.13 (tiếp theo)

Kim loại	Các nhóm thực vật	Phần trăm kim loại trong trọng lượng lá khô (%)	Nơi xác định
Cu	Biformifalins Aeolanthus	1	Zaire
Ni	Phyllanthus serpentinus	3,8	New Caledonia
	Alyssum bertoloni và 50 nhóm khác của Alyssum	> 3	Nam Châu Âu và Thổ Nhĩ Kì
	Sebertia acuminata	25 (trong mủ cây)	New Caledonia
	Stackhousia tryonii	4,1	Australia
Pb	Brassuca juncea	< 3,5	Ấn Độ
Co	Haumaniastrum robertii	1	Zaire



Hình 8.24: *Mô tả sự chấp nhận niken bằng quá trình xử lí bằng thực vật (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1996b)*

Hàng trăm thực vật ở các nơi khác nhau trên thế giới được biết có lượng hấp phụ cao các kim loại như kẽm, đồng và niken. Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1996b) xác nhận sự tích luỹ quá mức là sự chấp nhận sinh lí của thực vật với áp lực và như là chỉ báo về sức kháng với kim loại thường tìm thấy ở nơi sự tích luỹ quá mức phát triển. Baker và Brooks (1989) định nghĩa sự tích luỹ quá mức khi thực vật có chứa nhiều hơn 0,1% Ni, Co, Cu hay Cr hoặc 1,0% Zn và Mn trong lá cây theo cơ sở trọng lượng khô. Thiếu khối lượng sinh học thích hợp trong một số loại thực vật như là một số loại có đã gây trở ngại cho việc sử dụng của chúng trong khi tách bằng thực vật. US. DOE (1994) phân ra các nét đặc trưng sau đây là lí tưởng cho các thực vật như là sự tích luỹ quá mức:

1. Tích luỹ cao ngay cả tại các nồng độ chất ô nhiễm thấp trong đất.

2. Khả năng tích luỹ mức độ cao các chất ô nhiễm mục tiêu.

3. Khả năng tích luỹ các kim loại khác nhau.

4. Sinh trưởng nhanh và tạo khối lượng sinh học cao.

5. Sức kháng cao với bệnh và con vật phá hoại.

Mặc dù chì (Pb) là chất ô nhiễm kim loại nặng phổ biến nhất trong các đất trên mặt, không có khả năng nhận ra các nhóm thực vật có thể tích luỹ Pb thích ứng trong các điều kiện tự nhiên ở ngoài trời. Vì thế, ngay cả nơi có nồng độ tổng trong hệ đất là cao, phần có mặt trong pha nước thường là thấp. Chính phần này có thể được thực vật tiếp nhận. Để tăng cường khả năng sinh học và vì thế sự tách ra bằng thực vật các kim loại có lượng thấp, thì thường thêm các chất tổng hợp (EDDHA, DTPA, EGTA, HEDTA, EDTA, ...) vào trong đất, vì các chất tổng hợp này làm tăng khả năng sinh học kim loại trong đất và sự chuyển dịch của chúng từ rễ tới các phần khác của cây.

8.12.2. Sự phân huỷ bằng thực vật

Sự phân huỷ bằng thực vật là quá trình mà nhờ nó enzim được tạo ra bởi rễ cây phân giải các chất ô nhiễm trong đất sang dạng kém nguy hại hơn. Quá trình này dùng chủ yếu cho các hợp chất hữu cơ. Các hợp chất hữu cơ được chuyển thành các phân tử đơn giản hơn có thể được hấp phụ bởi thực vật để sinh trưởng. Ví dụ đã phát hiện là cây bạch dương (Newman et al., 1998) có khả năng chấp nhận trichloro ethylene (TCE) từ đất bị ô nhiễm và chuyển nó ở bên trong cây sang các chất được tạo thành trong quá trình trao đổi chất như trichloro ethanol, axit trichloro acetic và axit dichloracetic. Một vài enzim thực vật bao gồm nitro reductase cũng có khả năng phân giải TNT (2,4,6-Trinitro toluen). Nói chung, các thuốc diệt cỏ, dung môi được clo hoá và các chất thải đạn dược có thể được xử lí bằng sự phân huỷ thực vật.

8.12.3. Phân huỷ sinh học quyển rễ cây

Trong phân huỷ sinh học quyển rễ cây, các vi sinh vật như men bia nấm và vi khuẩn tồn tại trong đới rễ cây, phân huỷ các hợp chất có mặt trong đất. Các hợp chất cho thêm chất dinh dưỡng cho các vi khuẩn để bổ sung đường, axit và rượu được rễ cây tiết ra.

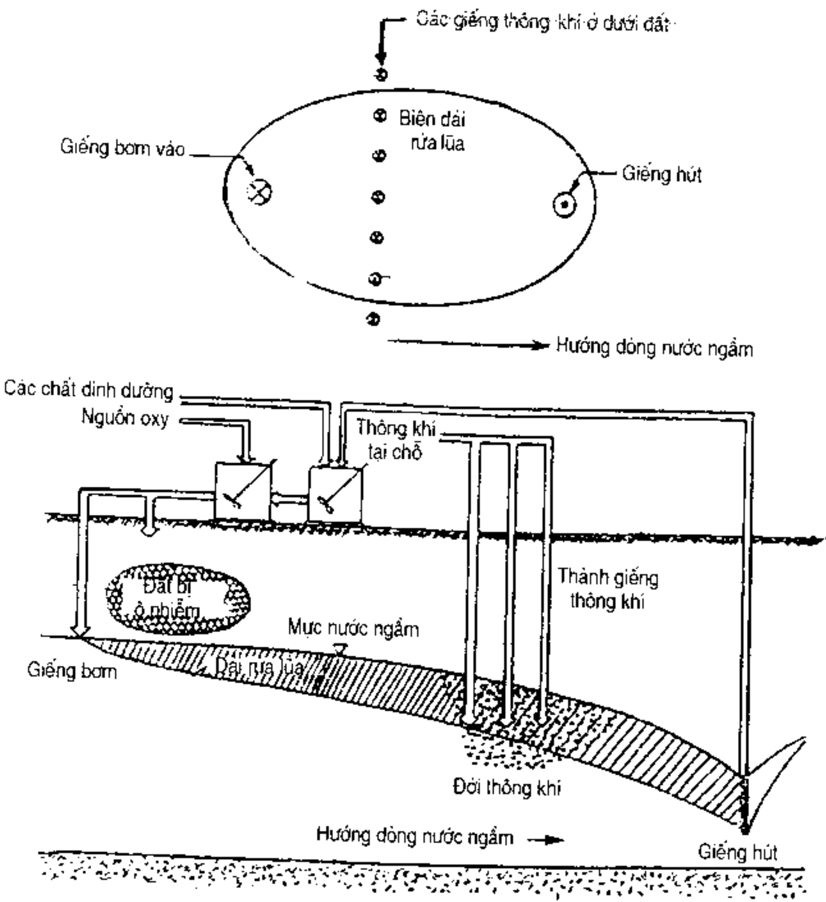
8.12.4. Làm bốc hơi bằng thực vật

Làm bốc hơi bằng thực vật là quá trình mà nhờ nó thực vật dùng để tách các chất ô nhiễm khỏi đất và phóng thích chúng vào khí quyển ở dạng hơi. Đã xác định là (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1996) cây bạch dương bốc hơi khoảng 90% lượng TCE được lấy khỏi đất. Các kim loại có thể tạo thành dạng hơi bởi các hoạt động trao đổi chất trong thực vật và được bốc hơi vào khí quyển. Ví dụ đưa gen vi khuẩn được gọi là reduetaza thuỷ

ngân vào trong một số cây mù tạc có thể giảm sự hấp thụ thuỷ ngân vào dang hơi Hg(O) của nó, trong dạng này nó có thể được bay hơi bằng thực vật.

8.12.5. Ổn định hoá bằng thực vật

Ổn định hoá bằng thực vật là quá trình nhờ đó các thực vật giữ cho các chất ô nhiễm bất động trong đất bằng cách hấp phụ liên hợp, lắng đọng và các biến đổi cấu trúc đất. Không giống hầu hết các quá trình xử lí bằng thực vật khác, sự ổn định hoá bằng thực vật liên quan quá trình bên ngoài tới cấu trúc bên trong của thực vật. Trong quá trình ổn định hoá bằng thực vật, các bổ sung đất như các tác nhân kiềm hoá, các oxit khoáng vật, vật chất hữu cơ và các chất rắn sinh học được thêm vào cho đất rồi chúng được gieo trồng với các chất ổn định hoá bằng thực vật. Các rễ có sợi của các loại cây này giữ các hạt đất với nhau và tạo ra các quá trình đã đề cập ở trên do làm giảm khả năng rửa lũa các chất ô nhiễm có mặt trong đất.



Hình 8.25: Sơ đồ mô tả việc xử lí bằng sinh học nước ngầm bị ô nhiễm (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1986)

8.13. CÁC NGUYÊN LÍ XỬ LÍ BẰNG SINH HỌC Ở HIỆN TRƯỜNG

Các kĩ thuật xử lí bằng sinh học thì rất khác nhau, bao gồm biến thành đất trồng trọt, cải tạo sinh học và kết hợp. Tuy nhiên, mục đích của mục này là cải tạo sinh học bằng cách thêm các chất dinh dưỡng và oxi cho môi trường bị ô nhiễm ở dưới đất nhằm tăng cường sự phân huỷ sinh học của các chất ô nhiễm bởi các vi khuẩn tồn tại tự nhiên hoặc các vi khuẩn được đưa vào dưới mặt đất. Khi các vi sinh vật tồn tại tự nhiên có khả năng phân huỷ các hợp chất hữu cơ, một số vi sinh vật khác có thể bằng di truyền được tạo ra để phân huỷ các chất ô nhiễm mục tiêu đặc biệt. Hình 8.25 cho thấy cơ cấu của một hệ cải tạo sinh học ở ngoài trời. Chất ô nhiễm có mặt trong khối đất ở đới thông khí được xối xuống vào nước ngầm bằng nước được thông khí chứa các chất dinh dưỡng. Nước này cũng được đưa vào thượng lưu. Các chất ô nhiễm được rửa lũa từ khối chất thải được phân huỷ sinh học trong dải đặc biệt tại đới thông khí thấy trong hình. Ở phía gradien hạ thấp, nước đã xử lí được hút ra để thông khí lại, bổ sung các chất dinh dưỡng và có thể là các vi khuẩn, và tái sinh vào trong đất. Một số yếu tố ảnh hưởng đến hiệu quả của hệ xử lí sinh học ở hiện trường. Các yếu tố của quá trình được đề cập những nét chính ở dưới đây.

8.13.1. Bản chất khả năng phân huỷ bằng sinh học chất ô nhiễm

Người ta tin là bản chất khả năng phân huỷ bằng sinh học một hợp chất hoá học có quan hệ nhiều tới cấu trúc hoá học của nó. Điển hình, các đo đạc trong phòng thí nghiệm được tiến hành để nhận được các số liệu về các thông số đại diện phản ảnh các ảnh hưởng của cấu trúc và dạng hoá học đến sự phân huỷ sinh học. Một thông số phổ biến là tỉ số của yêu cầu oxi sinh hoá 5 ngày (BOD_5) với yêu cầu oxi hoá học (COD). Nói chung, đã đưa ra các định nghĩa sau đây:

$$\frac{BOD_5}{COD} \geq 0{,}01 \text{ có khả năng phân huỷ sinh học}$$

$$\frac{BOD_5}{COD} < 0{,}01 \text{ không có khả năng phân huỷ sinh học}$$

Một đại lượng kinh nghiệm khác về khả năng phân huỷ sinh học chất ô nhiễm là chỉ số trơ (RI - refractory index), được định nghĩa là tỉ số giữa yêu cầu oxi sinh hoá giới hạn (BOD_u) với yêu cầu oxi giới hạn (UOD):

RI > 0,5 thường có khả năng phân huỷ sinh học

RI ≤ 0,5 thường không có khả năng phân huỷ sinh học

Các khối chất thải thường chứa một kết hợp các hợp chất có khả năng phân huỷ bằng sinh học, một số chúng có thể được phân huỷ ưu tiên trước hợp chất khác. Có thể đưa ra các sơ đồ chuẩn tổng quát sau đây (SCS, 1979; và Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1996b):

- Hợp chất không thơm được phân huỷ sinh học ưu tiên so với hợp chất thơm.

- Liên kết không bão hoà trong các vật chất làm tăng khả năng phân huỷ sinh học.

- Các hợp chất chuỗi thẳng có thể phân huỷ sinh học ưu tiên hơn các hợp chất chuỗi nhánh và các hợp chất khác có cấu trúc phức tạp hơn như polyme.

- Các hợp chất hoà tan thì dễ phân huỷ sinh học hơn hợp chất không hoà tan.

- Các hợp chất được halogen hóa có xu hướng trơ sinh học nhiều hơn các hợp chất không được halogen hoá.

Sự có mặt của một số nhóm chức năng trong các hợp chất hữu cơ làm tăng cường khả năng phân huỷ sinh học. Ví dụ như rượu, andehit, axit, este, amit và axit amino thường có khả năng phân huỷ sinh học.

8.13.2. Các yêu cầu oxi

Oxi cần để phân huỷ nhanh các hợp chất hữu cơ. Tuy nhiên, cũng có khả năng phân huỷ sinh học hiếm khí. Lượng oxi cần theo lí thuyết để phân huỷ các hợp chất hữu cơ có thể được đánh giá bằng hoá học lượng pháp theo phương trình đã trình bày trong mục 8.11. Oxi có thể được cấp cho các vi sinh vật trong lúc xử lí bằng sinh học theo bất kì phương pháp sau đây: đưa hơi vào, cung cấp oxi hoặc dùng các hợp chất có thể cấp các phần tử oxi. Khoảng 10 mg/l oxi hoà tan tại 15°C là nồng độ lớn nhất có thể đạt được bằng cách bơm không khí. Sawyer và McCarty (1967) đã đưa ra biểu thức sau để đánh giá lượng oxi hoà tan trong nước:

$$C_o = fPH \qquad (8\text{-}64)$$

Trong đó: C_o - nồng độ oxi trong nước (mg/L);

f - phần thể tích của oxi trong không khí (0,21);

P - áp lực không khí (atm);

H - hằng số định luật Henry cho oxi = 43,8 mg/L.atm tại 68°F (20°C).

Các hệ cấp oxi chuyển nhiều oxi vào trong dung dịch hơn là hệ thông khí.

8.13.3. Nhiệt độ nước dưới đất

Nói chung, số lớn vi khuẩn của đất được phân loại như là các mesophile sinh trưởng tốt trong phạm vi nhiệt độ khoảng 15 - 45°C. Các loại phụ của vi khuẩn và các nhiệt độ thích hợp của chúng là psychrophile (dưới 20°C) và thermophile (45 - 65°C). Vi khuẩn đặc biệt thuộc các loại này phát triển mạnh mẽ trong phạm vi nhiệt độ hẹp hơn nằm trong phạm vi đã đề cập ở trên. Nói chung, mỗi khi tăng 10°C về nhiệt độ thì tốc độ vận chuyển sinh học tăng gấp hai lần.

8.13.4. Các điều kiện pH đất

Phạm vi pH đất vào khoảng 6 - 8 thường làm cho các vi sinh vật có tốc độ sinh trưởng lớn nhất, mặc dù hầu hết vi khuẩn ưa thích điều kiện pH trung tính. Các vật chất như vôi hay axit có thể đưa vào hệ đất để vi khuẩn sinh trưởng thuận lợi nhất.

8.13.5. Các chất dinh dưỡng đất

Các vi sinh vật phân huỷ các chất ô nhiễm trong đất cần chất dinh dưỡng, thông thường chúng không có khả năng hoàn thành trong các chất ô nhiễm mục tiêu. Các chất dinh dưỡng này cần theo các tỉ lệ xác định như vật chất cho sự tổng hợp các tế bào mới trong khi sinh trưởng của vi khuẩn. Trong mức độ phong phú của chúng, thành phần điển hình của các tế bào vi khuẩn (trên cơ sở trọng lượng khô) là cacbon (50%), oxi (20%), nitơ (14%), hydro (8%), photpho (3%), sunfua (1%), kali (1%), natri (1%) và canxi, magiê, clo, sắt và các nguyên tố số lượng rất nhỏ khác theo phần trăm, mỗi loại nhỏ hơn 1%. Sự vắng mặt của một hay nhiều các hợp chất này có thể là giới hạn trong sự sinh trưởng của vi sinh vật và vì thế giảm hiệu quả của quá trình xử lí bằng sinh học.

Xử lí sinh học ưa khí được dùng phổ biến hơn sinh học yếm khí trong xử lí bằng sinh học ở ngoài trời cho môi trường bị ô nhiễm. Điều này là do tại các khu vực mục tiêu nồng độ cao các chất hữu cơ thường cần oxi. Sự mô tả định lượng ngắn gọn nhất về mặt động lực của sự phân huỷ sinh học ưa khí trong môi trường nước theo phương trình động lực Monod (Lyman et al., 1982):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{k_{max} C_m C}{Y(C_k + C)} \tag{8-65}$$

Trong đó: $\partial C / \partial t$ - tốc độ biến mất của chất nền;

k_{max} - tốc độ sinh trưởng lớn nhất của vi sinh vật (số/T);

C_m - nồng độ các vi sinh vật (số/L);

C - nồng độ của chất nền (M/L^3);

C_k - nồng độ của chất nền duy trì nửa tốc độ sinh trưởng lớn nhất vào khoảng 0,1 - 10 mg/l cho hầu hết các vật chất (M/L^3);

Y - hệ số năng suất = $-\partial C_m / \partial C$ xấp xỉ 0,5 cho các hệ không pha loãng.

Hai điều kiện có thể được ấn định và sử dụng để phát triển các đánh giá gần đúng nồng độ ô nhiễm cuối cùng cho các tốc độ sinh trưởng và nồng độ chất ô nhiễm ban đầu đã biết. Với $C >> C_k$, áp dụng trong các giai đoạn xử lí sinh học ban đầu có thể giả thiết $(C_k + C) = C$ phương trình (8-65) có thể cải tiến đến dạng thuận lợi sau:

$$C_f = C_i e^{-k_{max} t} \tag{8-66}$$

Trong đó: C_f - nồng độ cuối cùng của chất ô nhiễm (M/L^3);

C_i - nồng độ ban đầu của chất ô nhiễm (M/L3);

t - thời gian;

k_{max} - tốc độ sinh trưởng lớn nhất của vi sinh vật khi dùng hằng số tốc độ bậc một (số/T);

e - cơ số logarit tự nhiên.

Với $C < C_k$, $(C_k + C)$ xấp xỉ C_k. Nên phương trình (8-65) trở thành:

$$-\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{k_{max} C_m C}{Y C_k} \quad (8\text{-}67)$$

Tốc độ sinh trưởng k_{max} có thể được tính theo các phương pháp đã trình bày trong các sách giáo khoa chuẩn về vi sinh học.

8.14. CÁC KĨ THUẬT KHÁC

Một số kĩ thuật khác mà hầu hết được dùng để xử lí ở ngoài khu vực môi trường bị ô nhiễm, đã được phát triển. Trong các kĩ thuật này có: xử lí bằng điện động - dùng năng lượng điện để tạo ra sự chuyển động của các thành phần chất ô nhiễm tích điện theo các hướng mong muốn, xử lí nhiệt, đốt cháy thành tro và tách dung môi...

Phần 3
THIẾT KẾ VÀ PHÂN TÍCH CÁC HỆ CHỨA CHẤT THẢI

Chương 9
THỰC HIỆN HỆ LƯU GIỮ CHẤT Ô NHIỄM

9.1. SỰ CẦN THIẾT CỦA HỆ LƯU GIỮ CHẤT Ô NHIỄM

Trong chương 6 ta đã phân tích các cơ cấu và diễn biến khác nhau của sự hình thành chất ô nhiễm từ vật chất thải. Chương này tập trung vào các phương pháp/biện pháp kĩ thuật để lưu giữ các chất ô nhiễm như thế ở dưới đất. Việc lưu giữ chất thải là một trong bốn phương pháp chung để quản lí chất thải. Các phương pháp khác là xử lí chất thải (tại chỗ hay không tại chỗ), làm giảm tự nhiên lượng ô nhiễm và đào chất thải để loại bỏ hay tái sinh.

Các chất ô nhiễm cần lưu giữ có thể ở dạng rắn, lỏng hay hơi. Ở dưới mặt đất, các chất ô nhiễm pha lỏng và hơi thường là tiêu điểm của các nỗ lực khống chế do khả năng linh động tương đối cao của các chất ô nhiễm ở hai pha này. Trong phần này của cuốn sách, ta tập trung chủ yếu vào các chất ô nhiễm pha lỏng, chúng thường di chuyển ở dạng dải ô nhiễm ở dưới mặt đất. Các chất thải ở dạng rắn có thể khiến cho các dải ô nhiễm như thế đi qua. Các quá trình rửa lũa đã trình bày trong chương 6. Cũng có thể phân tích các thành phần của hệ (lưu giữ) chứa chất thải có ảnh hưởng đến tốc độ hình thành và di chuyển các chất rửa lũa như thế nào. Các thành phần bốc hơi của chất thải có xu hướng di chuyển lên trên khi cho phép do các đặc trưng địa chất thuỷ văn của khu vực mà ta cần quan tâm. Các hệ thu gom chủ động và bị động cho chất ô nhiễm pha hơi đã được làm việc có kết quả.

Việc thực hiện các sơ đồ có hiệu quả để chứa chất thải đòi hỏi các thông tin về kích thước, hình dạng và hướng chuyển động của các vật liệu thải hoặc các dải ô nhiễm. Đối với các chất thải rắn và lỏng được chứa trong bãi rác thải và chỗ chứa/bể chứa tương ứng, kích thước và hình dạng có thể được suy luận từ các kích thước thiết kế đã thực hiện của hệ. Đối với các dải ô nhiễm ở dưới mặt đất, kích thước và hình dạng dải được chứa thì không đáng tin cậy. Sự không chắc chắn này là do các đặc trưng hoá lí của chúng và các tương tác bên trong các thành phần ô nhiễm, các thông số địa chất thuỷ văn và các nhân tố khí hậu. Bảng 9.1 cho thấy tóm tắt các yếu tố lí hoá và sinh hoá chủ yếu có thể ảnh hưởng đến độ linh động của các chất ô nhiễm pha nước ở dưới mặt đất

(Jackson, 1980). Các đặc trưng của tầng chứa nước như độ dẫn thuỷ lực và các biến đổi không gian của nó ở gần và cường độ nứt nẻ của đá gốc và các lớp đất có ảnh hưởng đến kích thước và hình dạng của dải ô nhiễm. Như thấy trong bảng 9.2 (Freeze và Cherry, 1979) môi trường địa kĩ thuật khác nhau có độ dẫn thuỷ lực khác nhau lớn. Khi giả thiết là các yếu tố khác là giống nhau thì tốc độ di chuyển (vi thế, kích cỡ dải) tỉ lệ thuận với độ dẫn thuỷ lực. Hình 9.1 - 9.3 (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1985) mô tả các tác động của các điều kiện địa chất thuỷ văn đến hình dạng dải.

Bảng 9.1. Các yếu tố lí hoá và sinh hoá cơ bản có thể ảnh hưởng khả năng di động chất ô nhiễm ở dưới đất

Các quá trình vật lí	Khuếch tán - gây ra sự pha loãng của nước và làm bẩn phía trước dải. Khả năng khuếch tán của môi trường lỗ rỗng và khe nứt phụ thuộc trực tiếp vào vận tốc nước ngầm và sự không đồng nhất của vật liệu tầng chứa nước và tỉ lệ nghịch với độ rỗng. Thấm - giúp làm giảm lượng vật chất liên quan với các hạt keo hay kích thước lớn hơn (như các trầm tích và vi khuẩn). Hiệu quả nhất trong vật liệu giàu sét, hiệu quả kém nhất trong sỏi hay đá nứt nẻ. Di chuyển hơi - cần điều kiện không bão hoà và độ rỗng lớn nếu không hoà tan trong nước ngầm. Ở nơi di chuyển hơi xảy ra, giúp cho sự suy sụp vi sinh vật ưa khí của các vật chất hữu cơ và tốc độ phân huỷ tăng lên. Các thành phần biến đổi dưới điều kiện oxi hoá (như crôm) sẽ chiếm ưu thế. Sự di chuyển hơi bị hạn chế bởi các vật liệu không thấm, không bão hoà hay bởi các vật liệu bão hoà ở trạng thái kị khí và tốc độ phân huỷ hữu cơ bị giảm. Điều này sẽ huy động các vật chất hoà tan trong các điều kiện kị khí (như sắt, mangan).
Các quá trình địa hoá	Phức hợp và độ bền ion - phức hợp và các cặp ion thường hình thành bởi sự kết hợp các ion có một hay nhiều hoá trị và làm tăng số lượng ion có liên quan. Độ bền ion là đơn vị của tổng các nhóm ion được hoà tan trong nước ngầm. Cả độ bền ion lẫn phức hệ làm tăng tổng lượng các nhóm trong dung dịch nếu không bị hạn chế bởi các quá trình như oxi hoá, lắng đọng hay hấp phụ. Các phản ứng axit - bazơ - Hầu hết các thành phần tăng độ hoà tan và vì thế linh động khi pH giảm đi. Trong nước giàu hữu cơ, pH thấp hơn (4 - 6) liên quan với lượng axit cacbonic cao và thường axit hữu cơ cũng cao. Điều này phổ biến nhất trong đất và đá bão hoà. Oxi hoá - khử - nhiều nguyên tố có thể tồn tại trong trạng thái có nhiều hơn oxi. Các chất ô nhiễm sẽ thường bị oxi hoá hoặc khử một phần trong đất không bão hoà và các vùng thoát nước ngầm, nhưng sẽ bị khử trong các điều kiện bão hoà khi vật chất hữu cơ dư thừa. Độ linh động phụ thuộc vào nguyên tố và pH có liên quan. Crôm linh động nhất trong các điều kiện khử này, trong khi sắt và mangan linh động nhất trong các điều kiện khử trong đó vắng mặt oxi hoà tan và sunfua hydro. Kết tủa - hoà tan - sự phong phú các ion như cacbonat, photphat, silicat, hydroxit hay sunfua có thể làm kết tủa, đặc biệt nếu các cation nhiều hoá trị, như là các hợp chất không hoà tan. Sự pha loãng hay biến đổi lượng oxi ở nơi kết tủa được tạo ra từ oxi hoá hay khử, có thể trở thành các thành phần hoà tan.

Bảng 9.1 (tiếp theo)

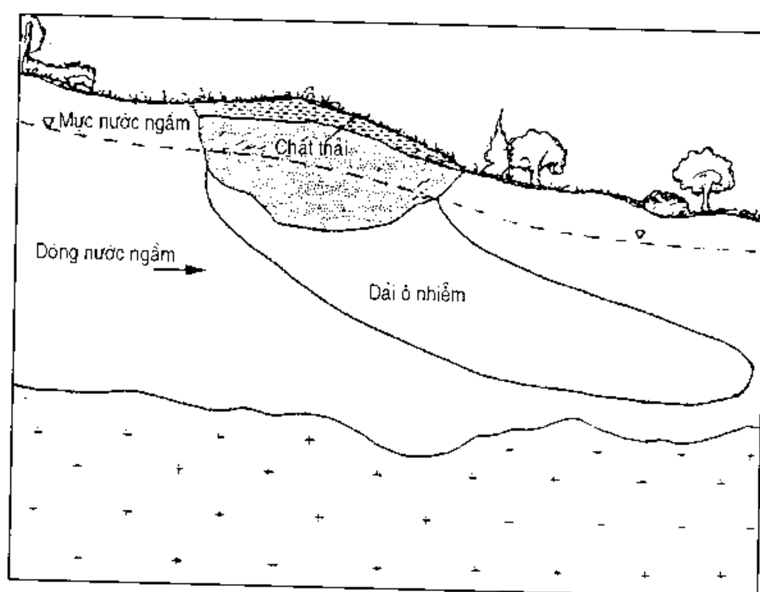
	Hấp phụ - khử hấp phụ - sự trao đổi ion có thể cản trở (ngăn cản) thường tạm thời, các cation và lượng anion ít hơn trên bề mặt của sét hay các vật liệu kích cỡ hạt keo khác. Lượng các cation kim loại hấp phụ sẽ tăng khi pH tăng. Các nhóm phân tử có thể giữ lại một cách yếu ớt trên các vật liệu kích cỡ hạt keo bởi hấp phụ vật lí. Các lực dính mạnh hơn nhiều gây ra do kết quả hoạt động hoá học trong sự hình thành các hợp chất bề mặt liên quan các ion kim loại và các hạt khoáng. Các nhóm hấp phụ có thể trở lại hoà tan khi các dung dịch hoà tan pha loãng nhiều tới tiếp xúc với vật liệu keo phụ thuộc vào bản chất của lực dính hấp phụ và sự hấp phụ của các hoá chất hữu cơ bởi các tương tác hoá học như sự liên kết và hấp dẫn cực.
Các quá trình sinh hoá	Phân huỷ và hô hấp - các vi sinh vật có thể tàn phá mỡ không hoà tan và chất protein (chất đạm), trong khi tiến hành phóng thích các thành phần của chúng như chất hoà tan hay các hạt vào nước dưới đất. Tổng hợp tế bào - N, C, K, P và một số nguyên tố không quan trọngcần cho sự sinh trưởng hay cơ thể, vì thế có thể cản trở trong sự di chuyển của chúng ra khỏi vùng xử lí chất thải là do chúng hợp nhất tạm thời ở trong các tế bào vi khuẩn.

Bảng 9.2. Phạm vi điển hình các giá trị độ dẫn thuỷ lực của địa môi trường (theo Freeze và Cherry, 1979)

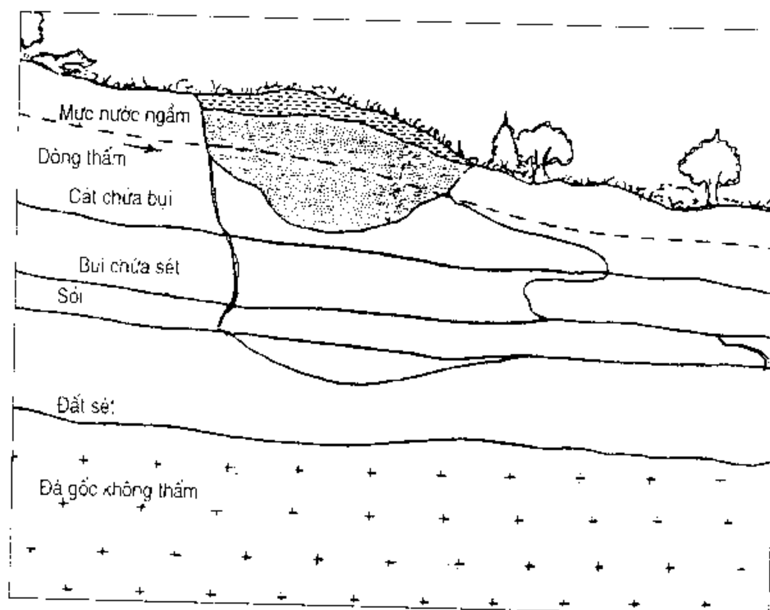
Vật liệu địa chất	Độ dẫn thuỷ lực (cm/s)
Sỏi	10^{-1} - 10^{2}
Cát chọn lọc tốt	10^{-4} - 1
Cát chứa bụi	10^{-5} - 10^{-1}
Bụi	10^{-7} - 10^{-3}
Sét không phong hoá	10^{-10} - 10^{-7}
	10^{-10} - 10^{-4}
Đá cacbonat	10^{-7} - 1
Cát kết	10^{-8} - 10^{-4}
Đá phiến	10^{-11} - 10^{-7}
Đá kết tinh	
Nứt nẻ nhiều	10^{-6} - 1
Tương đối không nứt nẻ	10^{-12} - 10^{-8}

Trong hình 9.1, chất ô nhiễm có thể trộn lẫn với nước và chuyển động trong môi trường đồng nhất. Trong trường hợp tương đối đơn giản này, dải ô nhiễm chuyển dịch ngang do nước dưới đất chảy ngang. Tốc độ di chuyển của dải chủ yếu là tốc độ chuyển động hợp lại của các chất ô nhiễm khác nhau tạo ra dải ô nhiễm. Nếu môi trường địa kĩ thuật là sét, các quá trình lí hoá và sinh học sẽ tác động làm chậm sự di chuyển của chất ô nhiễm. Đối với môi trường chủ yếu là bụi và cát, các tương tác hầu như trong lĩnh vực

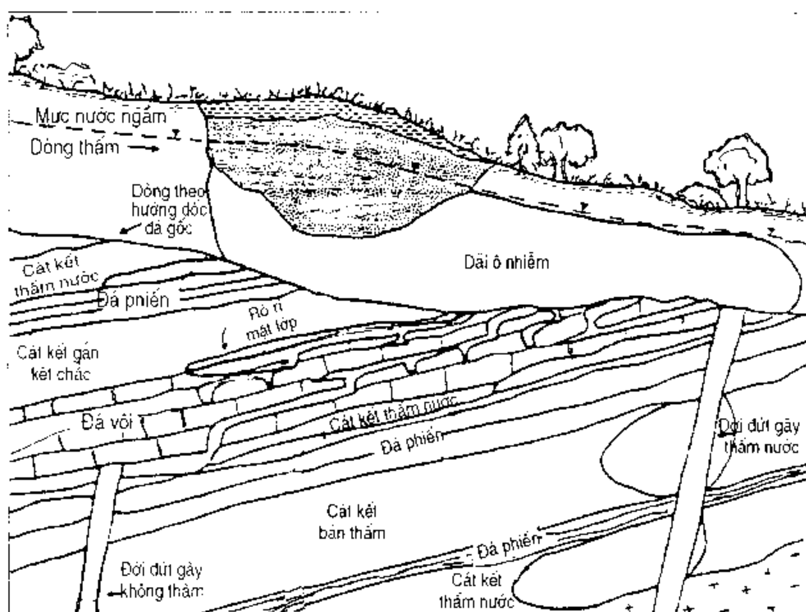
vật lí: sự làm trễ chất ô nhiễm là tối thiểu. Hình 9.2 cho thấy sự vặn vẹo dải ô nhiễm mà địa tầng có thể gây ra. Tốc độ di chuyển chất ô nhiễm lớn hơn trong môi trường thấm mạnh hơn như sỏi và cát hơn là trong lớp sét. Kết quả là dải có dạng ngón tay. Mảnh vỡ đá gốc qua hoà tan hay nứt nẻ như thấy ở hình 9.3 có thể tạo ra sự kéo theo các chất ô nhiễm sao cho dải dường như là ổn định trong môi trường đồng nhất nằm trên.



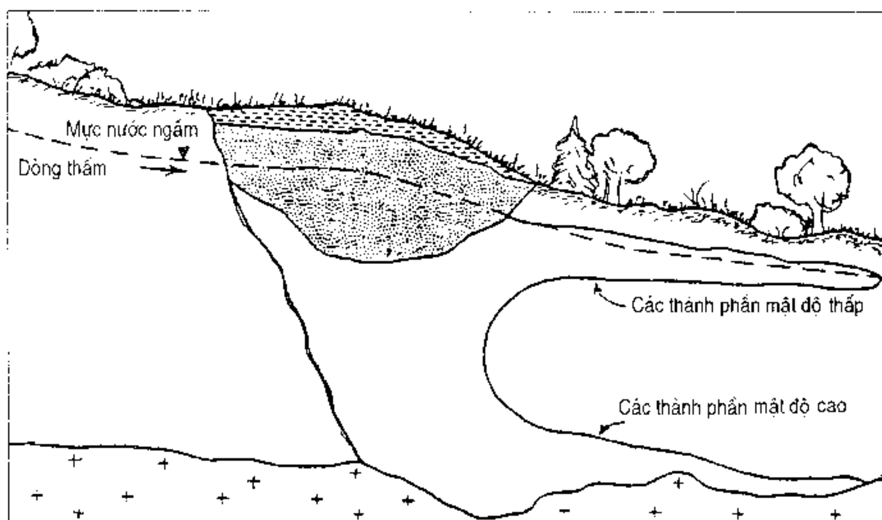
Hình 9.1: *Dạng điển hình của dải ô nhiễm hoà trộn với nước trong địa môi trường lỗ rỗng đồng nhất*



Hình 9.2: *Các tác động phân tầng của địa môi trường đến dải ô nhiễm (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1985)*



Hình 9.3: Các tác động của độ rỗng thứ sinh đến sự chuyển động dải ô nhiễm (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1985)



Hình 9.4: Sơ đồ di chuyển điển hình của chất ô nhiễm có mật độ biến đổi ở dưới đất (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1985)

Dưới điều kiện nhiệt độ và áp lực thông thường, mật độ của nước vào khoảng 1g/cm^3. Các chất ô nhiễm giải thoát tới nước ngầm biểu hiện phạm vi rộng mật độ và mức độ hoà tan trong nước. Hình 9.4 ((Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1985) cho thấy các tác động của độ chênh mật độ của các chất ô nhiễm không hoà tan đến hình dạng dải. Các chất ô nhiễm nặng hơn nước có xu hướng chìm và tích luỹ trên môi trường tương đối không thấm, từ

đó chúng có thể di chuyển dưới tác dụng trọng lực và các lực tác động khác. Các chất ô nhiễm nhẹ hơn nước thì nổi ở trên mực nước. Bảng 9.3 cho thấy độ hoà tan và mật độ của một số chất ô nhiễm phổ biến. Nhận thức về sự phân bố các chất ô nhiễm khác nhau trong dải là quan trọng khi thiết kế các công trình chứa chất thải.

Bảng 9.3. Phân loại một số chất ô nhiễm phổ biến trên cơ sở độ hoà tan trong nước và mật độ

Thành phần	Thành phần mật độ thấp	Thành phần mật độ trung bình	Thành phần mật độ cao
Hoà tan trong nước	Axeton Acrylonitrole Amoniac Benzen Cyclohexane	Axit axetic Aniline Hầu hết muối kim loại Phenol Axetat-butyl	Chloroform Ethanes Halogen Phenols halogen Nitrobenzene Tetracloride cacbon
Không hoà tan trong nước	Ethyl benzene Xăng và một số dầu Toluene Vynylchloride Xylene	Cellosolve butyl Rượu este Hexanol	Chlorobenzene PCBs Hầu hết thuốc trừ vật hại Hầu hết benzen Polyhalogen và phenol Hầu hết hydrocacbon aromatic polyciclic

Các chức năng cơ bản của hệ chứa chất thải bao gồm:

- Giảm tối thiểu sự xâm nhập của nước, nó có thể tạo ra chất rửa lũa và di động chất rửa lũa.

- Giảm tối thiểu sự vận chuyển các thành phần chất thải vào môi trường xung quanh.

- Tách biệt các chất thải để làm giảm tối thiểu khả năng tiếp xúc với người và các động vật khác.

Các chức năng thiết kế đặc biệt hơn của các hệ chứa chất thải có dạng khác nhau được đề cập trong chương 10.

9.2. CHỖ CHỨA VẬT LÍ VÀ THUỶ LỰC

Các chất thải và nước có thể được chứa bằng cách đặt các vật chắn hay hút chất lỏng lỗ rỗng bằng tiêu thoát trọng lực hay bơm hút. Cơ cấu hệ chứa vật lí được trình bày và đề cập trong chương 10. Ngoài ra, các kĩ thuật số dùng đánh giá sự ổn định kết cấu công trình và sự vận chuyển nước/chất ô nhiễm qua các thành phần của chúng được đề cập trong chương 11.

Chỗ chứa vật lí liên quan với việc thực hiện các vật chắn để làm giảm các chất ô nhiễm và/hoặc biến đổi hướng và/hoặc lượng vận chuyển ở dưới đất. Có thể hoàn thành việc giảm bớt bằng cách dùng các vật liệu hấp phụ, độ thấm thấp hay các vật liệu thấm nhưng hoạt động. Trong cả hai trường hợp, mục tiêu là làm giảm nồng độ đi ra so với nồng độ đi vào vật chắn của các chất ô nhiễm mục tiêu. Trong trường hợp các vật chắn thấm nước, lưu lượng thấm của nước thì tương đối cao. Phương pháp bơm hút chất ô nhiễm liên quan với sự loại bỏ nước, có thể cho thoát vào các hào được xây dựng hay bơm hút nước ở dưới mặt đất. Nếu các điểm hút nước ở phía thượng lưu chất thải thì mục tiêu nhằm cách li chất thải với nước ngầm để giảm tối thiểu mức độ tạo ra chất rửa lũa và di chuyển nó. Việc tiêu thoát dải ô nhiễm cần một bước xử lí và thường làm giảm kích thước dải rửa lũa hay xối chất ô nhiễm ra với nồng độ dư có thể thừa nhận.

Một số yếu tố đã được Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1985) tổng hợp trong bảng 9.4, khống chế hiệu quả tương đối của việc tiêu thoát và ngăn chặn dải ô nhiễm như là biện pháp kĩ thuật để chứa chất thải ở dưới đất.

9.3. CÁC HIỆU QUẢ CHỨA ĐỰNG ĐẾN ĐIỀU KIỆN NGUỒN

Giám sát sự di chuyển chất ô nhiễm như được đề cập trong mục trước là một trong các mục tiêu cơ bản của sơ đồ lưu giữ chất thải. Trong chương 4 của cuốn sách này, các công thức bằng số cho sự vận chuyển chất ô nhiễm bằng hình thức bình lưu và phân tán - khuếch tán đã được trình bày chi tiết. Trong hoàn cảnh lưu giữ chất thải, sự khống chế việc di chuyển chất ô nhiễm để làm giảm cường độ của điều kiện nguồn cho sự vận chuyển chất ô nhiễm. Một tác động như thế có thể là trực tiếp hay gián tiếp. Một tác động gián tiếp là giảm tối thiểu tốc độ ngấm của nước và vì thế làm giảm tốc độ gây ra rửa lũa. Một tác động trực tiếp là chứa chất rửa lũa, nó làm giảm nồng độ tại phía làm sạch của vật chắn và có khả năng giảm lưu lượng dòng chất lỏng qua vật chắn.

Một ví dụ về tác động trực tiếp là bãi chôn rác thải bề mặt có lớp lót (hình 9.5). Nồng độ giới hạn nguồn C_0 thấy trong hình liên hệ danh nghĩa với các thông số khác như sau:

$$C_0 = \frac{C_a q d}{V_h b} \quad (9\text{-}1)$$

Trong đó:

C_0 - nồng độ giới hạn nguồn cho mỗi chiều rộng đơn vị của dải, cho mô hình tồn tại và di chuyển chất ô nhiễm (M/L^2);

q - lưu lượng dòng ô nhiễm cho mỗi chiều rộng đơn vị trong đới không bão hoà (L^2/T);

C_a - nồng độ chất ô nhiễm trong đới thông khí (M/L^3);

d - chiều rộng đới bão hoà (L);

V_h - vận tốc dải (L/T);

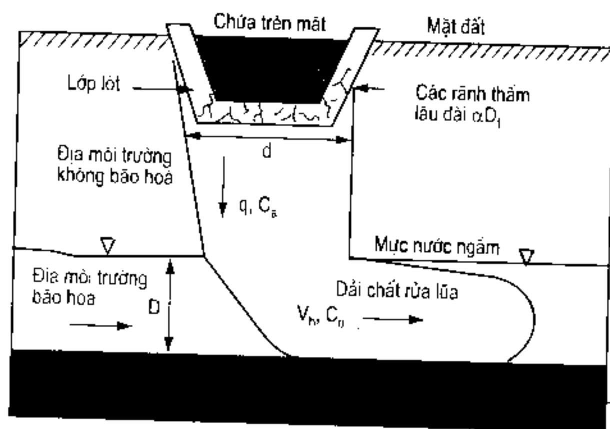
b - bề dày dải (L).

Bảng 9.4. Các đặc trưng của dải ô nhiễm được xem xét khi lựa chọn các kĩ thuật khống chế sự di chuyển chất rửa lũa

Đặc trưng của dải	Các kĩ thuật khống chế sự di chuyển chất rửa lũa			
	Bơm nước ngầm	Thoát nước ở dưới đất	Vật chắn thấm nước kém	Xử lí tại chỗ
Độ nhớt	Chất rửa lũa có độ nhớt cao có thể làm nghẹt bộ lọc các ống và máy bơm vì thế làm giảm hiệu suất giếng	Chất rửa lũa có độ nhớt cao có thể làm nghẹt các vật liệu bao phủ, gây ra phá hoại thiết bị tiêu nước	Ít hay không tác động	Tác động phụ thuộc vào hệ giải thoát sử dụng
Hoà tan trong nước ngầm	Hệ bơm hút cần được thiết kế cho cả chất ô nhiễm hoà tan và không hoà tan	Hệ tiêu thoát có thể thiết kế cho cả chất ô nhiễm hoà tan và không hoà tan mặc dù thiết bị tiêu nước xu hướng có chức năng hiệu quả hơn khi các chất ô nhiễm hoà tan được trong nước ngầm	Ít hay không tác động	Tác động phụ thuộc vào kĩ thuật xử lí sử dụng
Khả năng phản ứng, nổ, ăn mòn, bay hơi	Phải cẩn thận trong khi bố trí và vận hành các máy bơm và các hệ xử lí; một số chất ô nhiễm có thể phân huỷ mạnh các vật liệu	Phải cẩn thận trong khi bố trí và vận hành máy bơm và các hệ xử lí; một số chất ô nhiễm có thể phân huỷ các vật liệu của thiết bị tiêu nước	Phải cẩn thận trong khi bố trí; một số chất ô nhiễm có thể phân huỷ các vật liệu của tường	Phải cẩn thận trong các hoạt động xử lí tại chỗ. Khả năng chất ô nhiễm tham gia các phản ứng hoá học và sinh hoá thì cần các kĩ thuật xử lí tại chỗ.
Độc hại	Ít hay không ảnh hưởng, chỉ trừ cho hệ xử lí	Ít hay không ảnh hưởng, chỉ trừ cho hệ xử lí	Ít hay không ảnh hưởng	Ảnh hưởng phụ thuộc vào kĩ thuật xử lí sử dụng; một số chất ô nhiễm độc hại cao không thể cải tạo sinh học được.

Bảng 9.4 (tiếp theo)

Hướng dòng thấm	Ít hay không ảnh hưởng là do hệ sẽ chỉnh lại hướng dòng thấm	Ít hay không ảnh hưởng là do hệ sẽ chỉnh lại các hướng dòng thấm	Rất quan trọng để đặt các tường không theo chu vi đặc biệt nếu các hướng dòng thấm biến đổi theo mùa	Ít hay không ảnh hưởng
Tốc độ dòng thấm	Quan trọng trong thiết kế hệ và vận hành nhưng thường không gây tác dụng đến sự lựa chọn hay thi hành	Tốc độ dòng thấm cao thường loại trừ việc sử dụng các thiết bị tiêu nước ở dưới đất	Có thể rất quan trọng cho các tường không theo chu vi, đặc biệt là các tường có gradien giảm dần	Có thể rất quan trọng phụ thuộc vào hệ xử lí sử dụng
Thể tích và phạm vi	Ít hay không ảnh hưởng	Thường không ứng dụng cho các dải rất rộng	Thường không ứng dụng để cách li các dải rất rộng	Thường không ứng dụng cho các dải rất rộng
Các loại ô nhiễm	Có thể ảnh hưởng đến việc lựa chọn các vật liệu của hệ và các thành phần; một số chất ô nhiễm có thể làm tắc nghẽn hệ.	Có thể ảnh hưởng đến việc lựa chọn các vật liệu và thành phần của hệ; một số chất ô nhiễm có thể làm tắc nghẽn hệ	Có thể ảnh hưởng bố trí tường và vận hành nếu các chất ô nhiễm phân huỷ các vật liệu của tường	Thường xem xét đầu tiên khi chọn hệ xử lí
Nồng độ	Ít hay không ảnh hưởng nếu hệ được thiết kế và vận hành hợp lí	Nồng độ cao của một số chất ô nhiễm sẽ làm tắc nghẽn các hệ tiêu thoát nước	Nồng độ cao của một số chất ô nhiễm có thể phân huỷ các vật liệu của tường	Nồng độ chất ô nhiễm cao không thể xử lí hiệu quả bởi một số hệ xử lí
Mật độ (dung trọng)	Sẽ ảnh hưởng sự bố trí các bộ lọc trong các giếng riêng biệt	Có thể giảm hiệu quả của hệ nếu thiết bị tiêu nước không đặt hợp lí trong tầng chứa nước	Rất quan trọng cho các tường treo	Có thể là một yếu tố trong thiết kế hệ cung cấp.



Hình 9.5: Mô tả ảnh hưởng của chỗ chứa đến điều kiện nguồn chất ô nhiễm cho mô hình tồn tại và vận chuyển.

Lớp lót ảnh hưởng tới cả q lẫn c_a, chúng là các yếu tố quyết định riêng của C_0.

Lớp phủ là biện pháp phổ biến nhất khống chế gián tiếp điều kiện nguồn. Chức năng cơ bản cần quan tâm của biện pháp này là giảm tối thiểu lượng nước ngấm xuống chỗ chứa chất thải. Các hệ số ảnh hưởng đến phương pháp khống chế nguồn được trình bày trong bảng 9.5. Các hệ thống vật chắn thì không hoàn chỉnh và có xu hướng giảm giá trị theo thời gian, đặc biệt là các bộ phận bị chôn vùi. Ngoài ra sự vận chuyển chất ô nhiễm qua các vật chắn hệ số thấm thấp không bị phân rã thì chậm nhưng chắc chắn. Hậu quả là, điều kiện nguồn vận chuyển chất ô nhiễm thì biến đổi theo thời gian, như được đề cập và mô tả trong chương 12.

Bảng 9.5. Các yếu tố ảnh hưởng sự thành tạo chất rửa lũa từ chất thải bị chôn vùi hay lưu chứa

Yếu tố	Tác động
Mưa	
Lượng mưa mỗi năm	Lượng mưa càng lớn thì thể tích chất rửa lũa tạo ra càng lớn
Lượng mưa lớn nhất 24h	Không thực ảnh hưởng, nhưng số khoảng thời gian ngắn, thể tích mưa bão cao lớn hơn thì lượng mưa ngấm vào chất thải ít hơn, và hầu hết tạo dòng chảy trên mặt.
Nhiệt độ năm trung bình	Nhiệt độ năm trung bình cao hơn thì lượng mưa lớn hơn sẽ bốc hơi và không ngấm vào chất thải, giảm thể tích chất rửa lũa tạo ra.
Mức độ phơi nắng	Tăng mức độ phơi nắng sẽ tăng bốc hơi, giảm lượng chất rửa lũa tạo ra.
Độ dốc bề mặt	Tăng độ dốc ở địa điểm xử lí sẽ khuyến khích dòng chảy mặt, giảm thể tích mưa ngấm vào chất thải và vì thế giảm thể tích chất rửa lũa tạo ra.
Tính thấm lớp phủ	Vật liệu lớp phủ thấm kém thì khuyến khích dòng chảy mặt, giảm ngấm và thể tích chất rửa lũa tạo ra.

Bảng 9.5 (tiếp theo)

Thực vật	Lớp phủ cỏ dày sẽ tăng sự thoát nước. Lớp phủ thực vật dày cũng ngăn cản dòng chảy mặt vì thế ngấm xuống tăng lên.
Các đặc trưng ở dưới mặt đất :	
Độ ẩm chất thải	Độ ẩm ở trong chất thải tăng sẽ làm giảm thời gian tới khi chất rửa lũa bắt đầu hình thành.
Thể tích dòng nước qua chất thải	Dòng nước qua chất thải tăng sẽ làm tăng thể tích chất rửa lũa tạo ra.
Tốc độ dòng thấm qua chất thải	Tốc độ dòng thấm qua chất thải tăng sẽ làm giảm thời gian cho tới lúc bắt đầu tạo chất rửa lũa, nhưng có thể giảm nồng độ các chất ô nhiễm có mặt.

9.4. CÁC KĨ THUẬT LỰA CHỌN VÙNG CHỨA CHẤT THẢI

Các yếu tố khu vực là quan trọng trong lưu chứa chất thải vì các lí do sau:

- Các yếu tố thuỷ văn và địa chất thuỷ văn có ảnh hưởng đến sự vận hành của hệ chứa thì biến đổi theo từng vị trí.

- Một số khu vực nhạy cảm sinh học nhiều hơn khu vực khác, vì thế, ở cùng mức độ vận hành thực chất của hệ chứa, khả năng gây nguy hại của môi trường nhạy cảm có thể phụ thuộc vào khu vực.

Đối với một số dự án lưu giữ chất thải thì đã ấn định trước vị trí. Sự tranh cãi chỉ tập trung xung quanh sự lựa chọn các phương án kĩ thuật cho chỗ chứa. Với các dự án khác, vùng quản lí chất thải có thể lựa chọn dựa trên các yếu tố kĩ thuật, các yếu tố xã hội, các yếu tố môi trường, và chi phí trực tiếp. Một số phương pháp đã kết hợp một hay nhiều nhóm yếu tố đề cập trên để lựa chọn vị trí chứa chất thải như các phương pháp của Mustalish và Constanzo, 1991; Bain và Hanse, 1981; Champratheep et al., 1997... quá trình lựa chọn vị trí toàn diện được minh hoạ trong hình 9.6, đã được Armour (1986) áp dụng để sàng lọc 150 vị trí rồi chọn ra từ 6 đến 8 vị trí, trước khi chọn vị trí cuối cùng để quản lí chất thải ở Alberta, Canada.

Việc đánh giá các yếu tố kĩ thuật khi lựa chọn vị trí quản lí chất thải thường liên quan với sự phân tích khả năng dễ hư hại hoặc giảm nhẹ nguy hại của các vị trí chọn. Cho trường hợp vị trí ở gần Lake Poisette, Nam Dakota, Mỹ, Lemme et al. (1990) đã đưa ra phương trình xác định hệ số dễ nguy hại của nước trong tầng chứa nước cho các vị trí có khả năng độc hại:

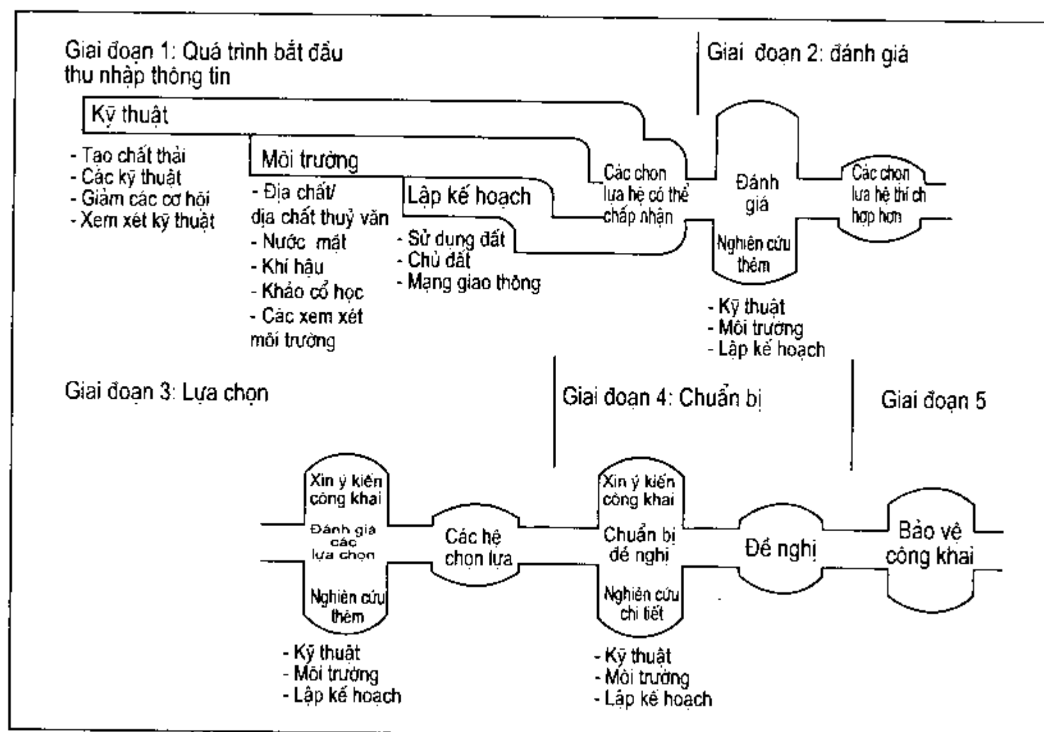
$$V_i = 2{,}0 - \left[0{,}2666(S_o)(S_t)\right] + \sum_{d=0}^{60}\left[0{,}0067(L)\right] \qquad (9\text{-}2)$$

Trong đó: V_i - chỉ số dễ hư hại (nhỏ hơn đơn vị);

S_o - vật chất hữu cơ trên mặt (% trọng lượng);

S_t - bề dày mặt cắt đất trên mặt (ft);

L - hệ số thấm của đất ở độ sâu d (in/giờ);



Hình 9.6: *Ví dụ về quá trình lựa chọn vùng một cách toàn diện cho các phương tiện chứa chất thải (Armour, 1980)*

Cho vùng được đánh giá, giá trị V_i thay đổi từ 0 - 10. Giá trị 0 - 2,0, 2,1 - 6,0, 6,1 - 8,0 và trên 8,0 tương ứng với khả năng tổn thương rất thấp, thấp, trung bình và cao. Hình 9.7 cho thấy sự phân bố theo không gian của chỉ số dễ tổn thương được tính theo phương trình (9-2).

Tuy nhiên phương pháp nhận biết vị trí độc hại phổ biến nhất trong khi lựa chọn vị trí thuận lợi quản lí chất thải là phương pháp DRASTIC của Aller et al. (1985). Phương pháp này dựa trên giả thiết có thể biện minh được là mỗi hoàn cảnh địa chất thuỷ văn thể hiện một nhóm các đặc trưng vật lí tác động đến khả năng nhiễm bẩn của nước ngầm. Các yếu tố xét trong DRASTIC thì có thể vẽ thành bản đồ và nói chung không cần khảo sát chi tiết các số liệu đưa vào. Từ "DRASTIC" liên hệ các yếu tố sau đây:

D - độ sâu của nước;

R - lưu lượng (thực);

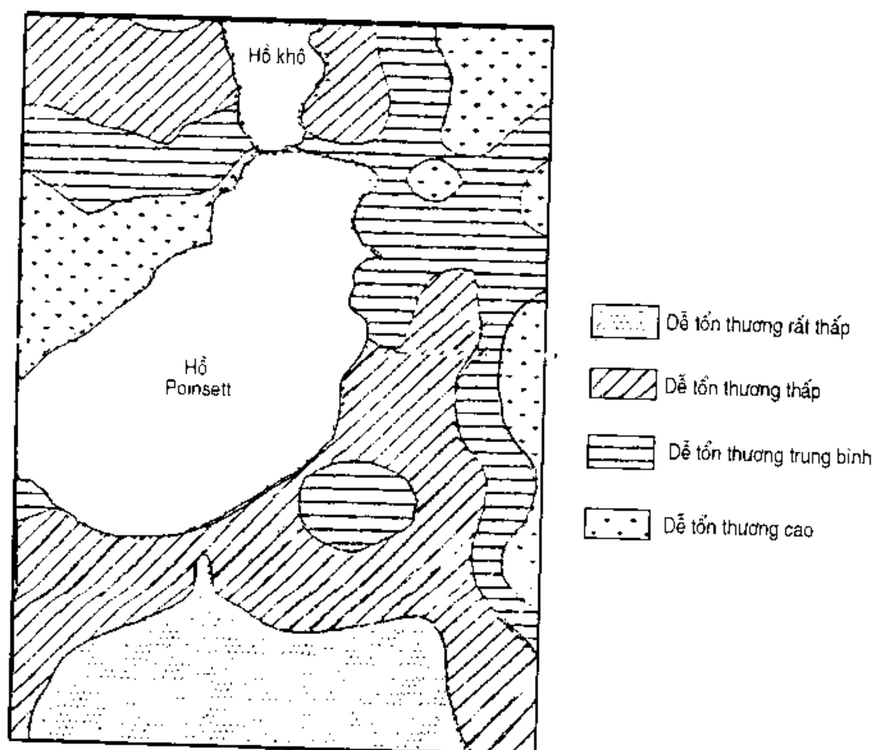
A - môi trường tầng chứa nước;

S - môi trường đất;

T - địa hình (độ dốc);

I - tác động của đới thông khí;

C - độ dẫn thuỷ lực của tầng chứa nước.



***Hình 9.7:** Bản đồ dễ tổn thương của tầng chứa nước vùng Lake Poisett phía Nam Dakota, Mỹ (Lemme et al., 1990)*

Công thức bằng số để sử dụng phương pháp DRASTIC được biểu thị bằng phương trình sau:

$$PP = D_R D_W + R_R R_W + A_R A_W + S_R S_W + T_R T_W + I_R I_W + C_R C_W \quad (9\text{-}3)$$

Trong đó: PP - khả năng nhiễm bẩn;

R - chữ viết dưới biểu thị xếp loại tới thông số thể hiện;

W - chữ viết dưới biểu thị tầm quan trọng tới thông số thể hiện.

Ba nhóm thông số (hai trực tiếp và một gián tiếp) xác định độ lớn của PP. Các nhóm này là tầm quan trọng, phạm vi và trị số tính toán. Các yếu tố DRASTIC được xác định trên thang 1 - 5 tỉ lệ thuận với độ lớn của mỗi yếu tố, có quan hệ với các yếu tố khác. Các tầm quan trọng này là hằng số và được thấy trong bảng 9.6. Độ lớn của mỗi yếu tố

được chia thành các dãy thang độ lớn đặc trưng và được cấp cho mỗi yếu tố đối với các môi trường khác nhau. Mỗi yếu tố D, R, S, T và C được quy cho một giá trị riêng cho mỗi phạm vi ở trong độ lớn có thể chấp nhận. Người đánh giá có thể chọn giá trị điển hình hay giá trị xác thực cho A và I dựa trên cơ sở thông tin chính xác hơn về khu vực được đánh giá. Các bảng 9.7 đến 9.13 để xếp loại các yếu tố khác nhau của DRASTIC. Bảng 9.14 mô tả sự áp dụng phương pháp DRASTIC cho vị trí có các số liệu về các thông số. Cần phải nhớ là các sơ đồ xếp loại như DRASTIC chỉ hữu ích cho sự phân tích vị trí ở mức độ sàng lọc. Các phân tích chi tiết hơn cần nhiều số liệu về các đặc trưng khu vực và các chi tiết về sự thiết kế công trình được đặt ở vị trí.

Bảng 9.6. Tầm quan trọng được đánh giá theo các yếu tố DRASTIC

Đặc trưng	Tầm quan trọng
Độ sâu đến nước ngầm	5
Lưu lượng thực	4
Môi trường tầng chứa nước	3
Môi trường đất	2
Địa hình	1
Tác động của đới thông khí	5
Độ dẫn thuỷ lực của tầng chứa nước	3

Ghi chú: *Tầm quan trọng không thay đổi (theo Aller et al., 1985)*

Bảng 9.7. Phạm vi DRASTIC và trị số tính toán cho độ sâu đến nước ngầm (theo Aller et al., 1985)

Độ sâu đến nước ngầm (ft)	
Phạm vi	Trị số tính toán
0 - 5	10
5 - 10	9
15 - 30	7
30 - 50	5
50 - 75	3
75 - 100	2
100+	1
Tầm quan trọng: 5	Tầm quan trọng nông nghiệp: 5

Bảng 9.8. Phạm vi DRASTIC và trị số tính toán cho sự bổ sung thực (theo Aller et al., 1985)

Bổ sung thực (in)	
Phạm vi	Trị số tính toán
0 - 2	1
2 - 4	3
4 - 7	6
7 - 10	8
10+	9

Bảng 9.9. Phạm vi DRASTIC và trị số tính toán cho môi trường tầng chứa nước

Môi trường tầng chứa nước		
Phạm vi	Giá trị tính toán	Giá trị tính toán điển hình
Đá phiến dạng khối	1 - 3	2
Đá biến chất/macma	2 - 5	3
Đá biến chất/macma phong hoá	3 - 5	4
Cát kết, đá vôi, đá phiến phân lớp dày	5 - 9	6
Cát kết dạng khối	4 - 9	6
Đá vôi dạng khối	4 - 9	6
Cát và sỏi	6 - 9	8
Bazan	2 - 10	9
Đá vôi bị karstơ hoá	9 - 10	10
Tầm quan trọng: 3	Tầm quan trọng nông nghiệp: 3	

Bảng 9.10. Phạm vi DRASTIC và trị số tính toán cho môi trường đất (theo Aller et al., 1985)

Môi trường đất	
Phạm vi	Trị số tính toán
Mỏng hay không có	10
Sỏi	10
Cát	9
Sét co ngót hoặc hợp thể	7
Á sét chứa cát	6

Bảng 9.10 (tiếp theo)

Môi trường đất	
Phạm vi	Trị số tính toán
Á sét	5
Á sét chứa bụi	4
Á sét nặng	3
Đất sét không co ngót và không hợp thể	1
Tầm quan trọng: 2	Tầm quan trọng nông nghiệp: 5

Bảng 9.11. Phạm vi DRASTIC và trị số tính toán cho địa hình (theo Aller et al., 1985)

Địa hình (phần trăm độ dốc)	
Phạm vi	Trị số tính toán
0 - 2	10
2 - 6	9
6 - 12	5
12 - 18	3
18+	1
Tầm quan trọng: 1	Tầm quan trọng nông nghiệp: 3

Bảng 9.12. Phạm vi DRASTIC và trị số tính toán cho tác động của môi trường đới thông khí

Phạm vi	Trị số tính toán	Trị số tính toán điển hình
Bụi/sét	1 - 2	1
Đá phiến	2 - 5	3
Đá vôi	2 - 7	6
Cát kết	4 - 8	6
Cát kết, đá vôi, đá phiến phân lớp	4 - 8	6
Cát và sỏi bụi với bụi và sét lớn	4 - 8	6
Đá biến chất/macma	6 - 9	4
Cát và sỏi	6 - 9	8
Bazan	2 - 10	9
Đá vôi karstơ hoá	8 - 10	10
Tầm quan trọng: 5	Tầm quan trọng nông nghiệp: 4	

Bảng 9.13. Phạm vi DRASTIC và trị số tính toán cho độ dẫn thuỷ lực

Độ dẫn thuỷ lực (gpd/ft^2)	
Phạm vi	Trị số tính toán
1 - 100	1
100 - 300	2
300 - 700	4
700 - 1000	6
1000 - 2000	8
2000+	10
Tầm quan trọng: 3	Tầm quan trọng nông nghiệp: 2

Để lựa chọn vị trí, đã phát triển các mô hình phức tạp hơn (của Charnpratheep et al., 1997; Anandaligam và Westfall, 1989). Hầu hết các mô hình lựa chọn vị trí được Hệ thông tin địa chất (GIS) chấp nhận sử dụng. Các yếu tố sinh thái là dữ liệu quan trọng cho việc đánh giá nguy hại về hệ sinh thái được Wright et al. (1993) và Mayernik và Fehrenkamp (1992) đề cập đến, đóng vai trò quan trọng, cùng với các yếu tố khác giúp cho việc đánh giá đúng môi trường để chọn được vị trí thích hợp.

9.5. CẢI TẠO KHU VỰC CHỨA CHẤT THẢI

Quyền được lựa chọn đầu tiên là tránh các khu vực không thích hợp cho vị trí đặt công trình chứa chất thải. Theo quan điểm kĩ thuật và bảo vệ môi trường, các khu vực thích hợp là các nơi mà với các chi phí được chấp nhận tiến hành kế hoạch khống chế các chất ô nhiễm có hiệu quả. Không bảo đảm chắc chắn là có một số kinh phí không thể lượng hoá ngay được trong các điều kiện tài chính. Trong một số trường hợp, các dải ô nhiễm đã tồn tại rồi. Mục tiêu lưu giữ có thể tập trung vào việc làm giảm tối thiểu tốc độ di chuyển của dải ở dưới mặt đất. Trong các trường hợp khác, như bố trí bãi chứa rác thải, thì cần tiến hành kế hoạch lưu giữ chi tiết để khống chế hiện tượng rửa lũa trong bãi chứa rác thải.

Sự phân tích được trình bày chi tiết trong chương 11 cho biết là tốc độ vận chuyển chất ô nhiễm qua môi trường rỗng tỉ lệ thuận với hệ số thấm của môi trường. Một trong số quan hệ giữa hệ số thấm và các đặc trưng của môi trường rỗng là quan hệ do Kozen đưa ra:

$$K = \frac{n^3}{rs^2} \qquad (9\text{-}4)$$

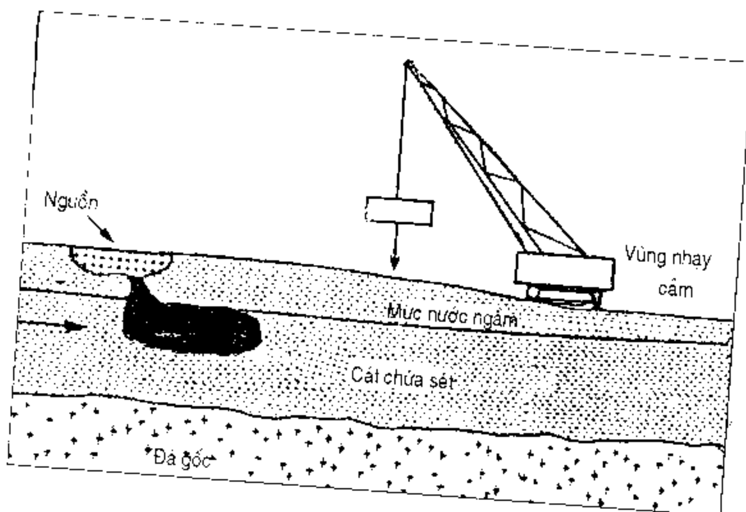
Trong đó: K - hệ số thấm của đất (L^2/T);

n - độ rỗng của đất (nhỏ hơn đơn vị);

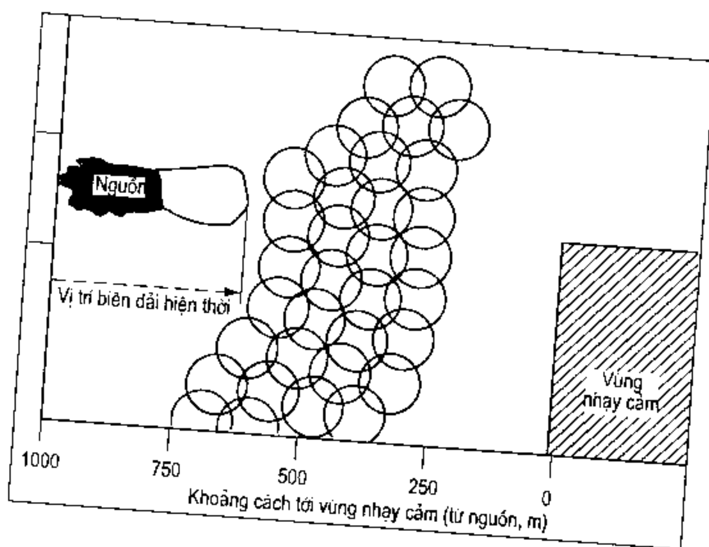
S - diện tích bề mặt riêng của đất (L^{-1});

r - hằng số Kozen (vào khoảng 5,0).

Rõ ràng là sự giảm độ rỗng của môi trường rỗng là biện pháp hiệu quả làm giảm tố độ vận chuyển chất ô nhiễm. Có thể giảm độ rỗng bằng cách ổn định môi trường rời rạ hay bằng cách đầm chặt. Phương pháp đầu tạo cơ sở cho việc áp dụng các vật chắn bằn vữa sẽ được đề cập trong chương 10. Phương pháp thứ hai có thể tiến hành hiệu quả nhấ bằng cách đầm chặt đất (đầm nặng). Như Inyang (1992) trình bày với các mô tả thể hiện trong hình 9.8 và 9.9, đầm nặng có thể dùng để lái dòng ô nhiễm từ vùng nhạy cảm sang vùng kém nhạy cảm.



Hình 9.8: *Mô tả việc áp dụng đầm nặng để khống chế sự di chuyển chất ô nhiễm ở dưới đất (Inyang, 1992)*



Hình 9.9: *Sự sắp xếp có thể có của các điểm tác động để khống chế dòng di chuyển chất ô nhiễm về phía đới nhạy cảm (Inyang, 1992)*

Quá trình đầm nặng liên quan với cao trình của búa nặng cho phép rơi trên mặt đất. Số lần búa rơi lặp lại theo sơ đồ thích hợp cho đến khi đất được làm chặt theo yêu cầu. Năng lượng tác động bởi búa lên môi trường đất bị tiêu tán qua các quá trình sau:

- Sự truyền sóng đàn hồi;

- Độ nén đàn hồi của đất;

- Sự nghiền nát các hạt đất;

- Áp lực lỗ rỗng tích tụ trong đất;

- Độ lớn tương đối của chúng biến đổi theo loại đất, mức năng lượng và độ bão hoà của đất.

Về bản chất, các hạt đất được dao động tới cấu trúc chặt hơn ngay cả tại các vị trí ở cách đới tiếp xúc búa vài mét. Phạm vi độ lớn điển hình cho các thông số đầm chặt động học được trình bày trong bảng 9.15. Một số quan hệ giữa các thông số này được Menard và Broise (1975) và Charles et al. (1981) đề nghị có dạng sau đây:

$$D = R(WH)^{0,5} \tag{9-5}$$

$$D = 0,4d\left[\left(\frac{E}{A}\right)\left(\frac{1}{d}\right)\left(\frac{1}{c_u}\right)\right]^{0,5} \tag{9-6}$$

Trong đó:

D - độ sâu cải tạo đất (L);

R - hệ số kinh nghiệm phụ thuộc loại đất, biến đổi từ 0,35 cho đất hạt mịn đến 0,60 cho đất dạng hạt thoát nước tự do, 0,5 là giá trị gần đúng thường dùng;

W - trọng lượng búa (g);

H - chiều cao rơi của búa (L);

d - đường kính búa (L);

E - năng lượng xung tác dụng (g-L);

A - diện tích tác động (L^2);

c_u - độ bền chống cắt không thoát nước của đất (g/L^2).

Có thể dùng cả hai quan hệ để đánh giá độ sâu ảnh hưởng của lực búa cho một nhóm các giá trị độ bền đất, trọng lượng búa và chiều cao rơi đã cho.

Cần phải nhớ là đầm chặt đất có thể không luôn tạo ra một vật chắn lâu dài đối với sự di chuyển chất ô nhiễm.

Bảng 9.15. Phạm vi đề nghị cho các yếu tố thiết kế đầm nặng để khống chế tốc độ di chuyển chất ô nhiễm

Yếu tố	Phạm vi	Các kiến nghị
Độ sâu đầm chặt yêu cầu (m)	< 12	Phụ thuộc bề dày lớp rời rạc
Năng lượng xung tác dụng (số đo-m/m^2)	200 - 300	Năng lượng xung tác dụng phụ thuộc vào sự cải tạo riêng về độ chặt tương đối của đất

Bảng 9.15 (tiếp theo)

Yếu tố	Phạm vi	Các kiến nghị
Đường kính búa (m)	1,0 - 3,0	
Chiều cao rơi (m)	10 - 30	
Trọng lượng rơi (tấn)	5 - 40	
Sự lặp lại (số xung động mỗi điểm)	2 - 8	Phụ thuộc vào sự cải tạo riêng về độ chặt
Khoảng cách các điểm tác động (m)	1,0 - 4,0	Phụ thuộc vào sự gối chồng mong muốn của các điểm
Độ sâu tối thiểu đến nước ngầm (m)	2,0 - 3,0	Có thể cần thiết thoát nước tạm thời để đạt điều kiện này
Cải tạo yêu cầu về độ chặt tương đối(%)	> 40	Phụ thuộc sự giảm tính thấm yêu cầu của đất
Tốc độ hạt cực đỉnh tại các công trình lân cận (cm/s)	24,0	Phải đánh giá trước khi tiến hành dự án theo quy mô.

Chương 10
CƠ CẤU CỦA HỆ CHỨA CHẤT THẢI

Cơ cấu của hệ chứa chất thải đóng một vai trò to lớn đối với hiệu quả của hệ nhằm đáp ứng chức năng thiết kế trong thời gian phục vụ. Về cơ bản, cơ cấu là sự bố trí các thành phần của hệ. Nó ảnh hưởng phạm vi mà các thành phần được xuất lộ các ứng suất môi trường, tiếp xúc chất ô nhiễm và nước và các hoạt động chịu tác động của con người. Ngoài ra, cơ cấu các thành phần bên trong hệ đa thành phần tác động đến sự phân bố và lan truyền ứng suất và biến dạng từ thành phần này đến thành phần khác. Mục đích của chương này là giới thiệu cho người đọc, các cơ cấu phổ biến nhất của hệ chứa chất thải. Các phương pháp thiết kế và các biểu thức định lượng cho các thành phần khác nhau của hệ chứa được cho trong các chương 9, 11 và 12.

10.1. BÃI CHỨA RÁC THẢI

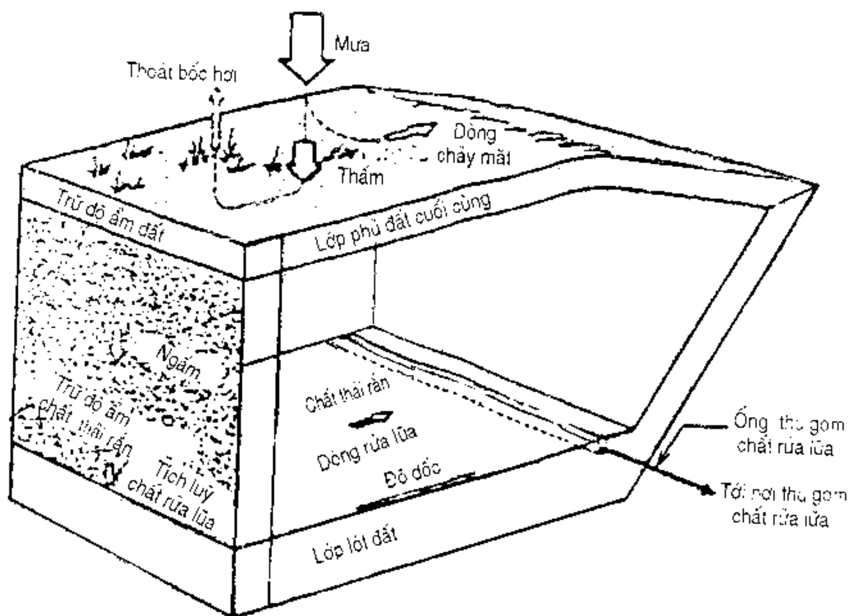
Nói chung, mục đích thiết kế bao trùm của bãi chứa rác thải là giảm tối thiểu sự giải thoát các vật liệu nguy hiểm được lưu trữ vào môi trường. Hai phương pháp thiết kế gắn bó với mục đích này là:

Giảm tối thiểu lượng chất rửa lũa tạo ra ở trong bãi chứa rác thải bằng cách thiết kế phù hợp hệ lớp phủ và các thành phần thoát nước trên mặt.

Giảm tối thiểu lượng vật liệu nguy hiểm di chuyển từ bãi chứa rác thải vào môi trường qua sự kết hợp các lớp lót được thiết kế hoàn chỉnh và hệ thu gom chất rửa lũa ở dưới chất thải được lưu giữ.

Các yêu cầu vận hành và các tiêu chuẩn thiết kế có liên quan cho bãi chứa rác thải được Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1985a, 1985b) xác định cho thực tế ở Mỹ. Hình 10.1 cho thấy cơ cấu tổng quát của một bãi chứa rác thải. Hình 10.2 và 10.3 cho thấy các thành phần chi tiết hơn. Người đọc phải ghi nhớ là các cơ cấu có thể không tối ưu cho tất cả các nước và các miền khí hậu. Cần hình thành cơ cấu cho các vùng riêng biệt dựa trên cơ sở khả năng vật liệu địa phương, các đặc trưng thành tạo và hoá học của chất thải. các yêu cầu giám sát, các yếu tố khí hậu và thời gian phục vụ được thiết kế. Có thể sử dụng các phương trình thiết kế do Inyang và Tumay (1995) đưa ra.

Các đặc trưng cơ bản các hệ thành phần phổ biến nhất của bãi rác thải như sau:



Hình 10.1: *Mô tả bãi chứa rác thải như là buồng chứa chất thải*

Hệ lớp lót kép tổng hợp/composite

Hệ phục hồi và thu gom chất rửa lũa thứ nhất (LCR) giữ cột nước rửa lũa trên màng lớp lót đầu tiên là tối thiểu. Các lớp tiêu thoát nước dạng hạt phải có các đặc trưng tối thiểu sau đây: bề dày 30cm (12in), độ dẫn thuỷ lực tối thiểu là 1,00 cm/s và độ dốc lớn hơn hay bằng 2%. Nó cũng ngăn giữ chất rửa lũa cho sự di chuyển trong giai đoạn chăm sóc sau khi kết thúc.

Lớp lót màng dẻo thứ nhất (FML) được thiết kế và thi công với chất lượng thích hợp bảo đảm làm giảm tối thiểu sự phóng thích các chất rửa lũa trong thời gian phục vụ của bãi chứa rác thải và thời gian chăm sóc sau khi kết thúc. Hệ LCR thứ hai cho phép phát hiện và di chuyển các chất rửa lũa rò rỉ qua lớp lót màng dẻo thứ nhất. Lớp FML thứ hai tác động xuôi theo hàng dọc với lớp lót sét đầm chặt để ngăn chặn sự phóng thích các chất rửa lũa với số lượng vượt giới hạn đã định.

Hệ lớp lót kép tổng hợp/đất sét

Các hệ thu gom chất rửa lũa sử dụng có cùng chức năng như đã trình bày ở trên. Tuy nhiên, chỉ có một lớp FML được kết hợp. Lớp lót đất sét có bề dày phụ thuộc vào thời gian bục, thủng đã tính để cho một thành phần chất rửa lũa đi qua từ đỉnh lớp đất sét lót.

Như mô tả trong hình 10.2, hệ nắp phủ gồm nhiều lớp. Nó thường được thiết kế để: có thể tiêu thoát nước trên mặt, chịu được độ lún chất thải và độ lún của đất. Lớp phủ thực vật ở đỉnh nhằm giảm tối thiểu sự xói mòn và cho thoát bốc hơi. Một lớp thu gom hơi tối ưu có thể được kết hợp. Một lớp đất sét có tính thấm thấp (ít nhất dày 2ft) được

che bằng màng dẻo 20mil (FMC). Trên đỉnh FMC, thường bố trí một lớp thoát nước trên mặt. Nó có thể bao gồm ba thành phần: lớp đáy để bảo vệ FMC, lớp thoát nước thực sự và lớp lọc để ngăn chặn sự xâm nhập của đất nắp phủ thực vật vào trong thành phần tiêu thoát nước.



Hình 10.2: Hệ nắp phủ đề nghị cho bãi chứa rác thải (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1991)

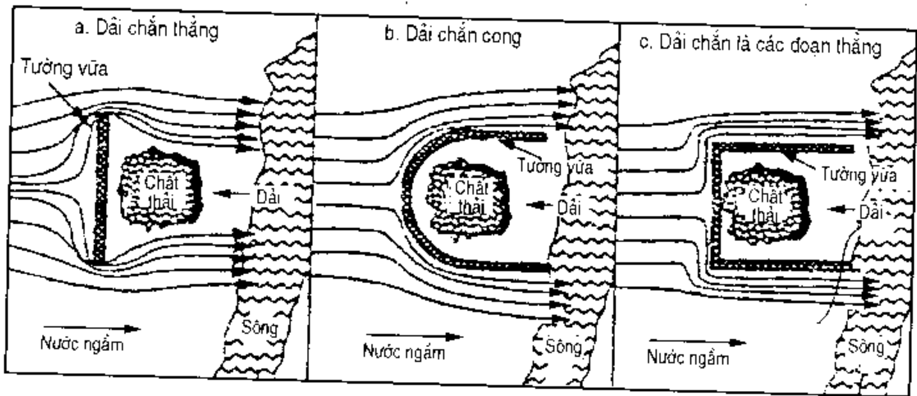


Hình 10.3: Hệ lớp lót kép và thu gom chất rửa lũa cho bãi chứa rác thải (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1989)

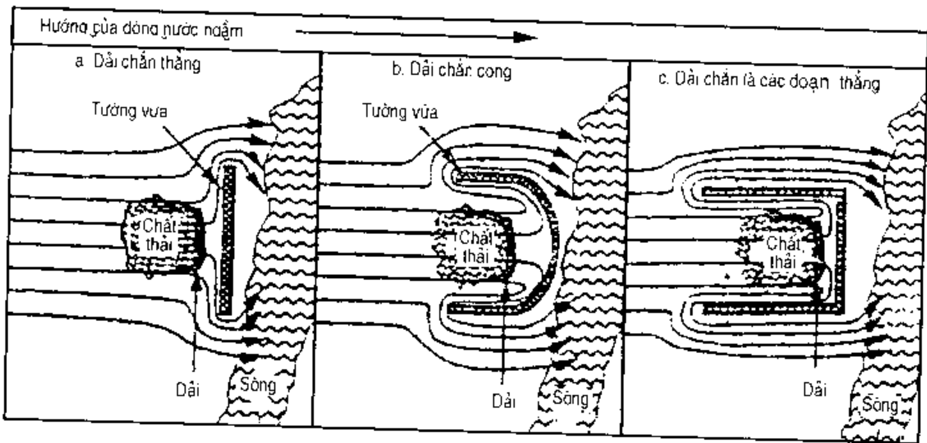
10.2. TƯỜNG VỮA

Tường vữa là các rãnh đào dưới đất chứa đầy vật liệu đất có tính thấm thấp và có khả năng là các phụ gia khác để ngăn chặn sự di chuyển các chất ô nhiễm vào môi trường đất/nước ngầm xung quanh. Các tường vữa đặc biệt hữu ích trong các vật liệu ở dưới mặt đất là rời rạc, ở đây chúng có thể làm chuyển hướng nước ngầm không bị ô nhiễm xa khỏi chất thải hay dải ô nhiễm, làm giảm tốc độ dòng rửa lũa vào trong đất, làm tăng độ trễ hay độ phân huỷ các chất ô nhiễm bằng cách kéo dài đường thấm từ nguồn tới chỗ thoát, và tích luỹ nước ngầm hay chất rửa lũa để loại bỏ qua hệ thống bơm hút.

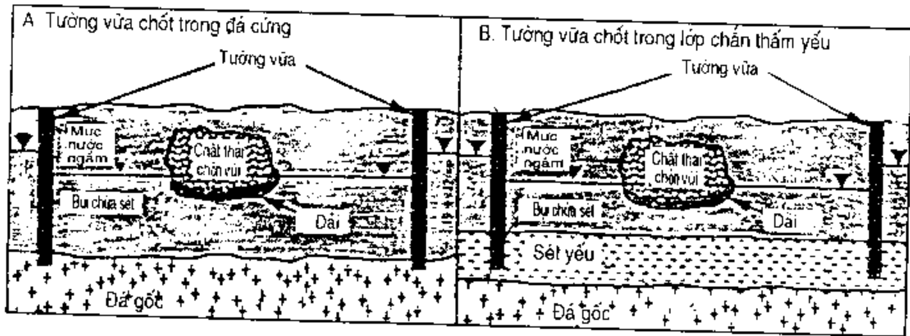
Có thể mô tả cơ cấu của tường vữa theo cách bố trí theo phương đứng và phương ngang của các thành phần tường. Trên mặt bằng, tường vữa có thể thẳng, cong hay là các đoạn thẳng như thấy trong hình 10.4 và 10.5.



Hình 10.4: *Mặt bằng của tường vữa thượng lưu cho chỗ chứa cục bộ chất thải chôn vùi và/hoặc dải ô nhiễm*

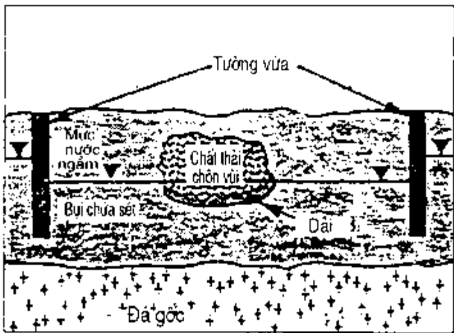


Hình 10.5: *Mặt bằng của tường vữa hạ lưu cho chỗ chứa cục bộ của chất thải bị chôn vùi hoặc dải ô nhiễm*



Hình 10.6: *Mặt cắt đứng qua hệ chứa rác thải có tường vữa được chốt lại (Inyang, 1992)*

Phụ thuộc vào đối tượng thiết kế, tường có thể bố trí trước nguồn ô nhiễm để giảm tối thiểu khả năng nguồn bị ngập dưới nước ngầm hay sau chất thải để làm giảm tốc độ di chuyển và xúc tiến phân huỷ của dải ô nhiễm. Phổ biến hơn, nguồn chất thải được bao bọc hoàn toàn bởi tường vữa. Các hình 10.6 và 10.7 cho thấy các cơ cấu thẳng đứng của các tường vữa.



Hình 10.7: Mặt cắt đứng qua hệ chứa rác thải có tường vữa được treo

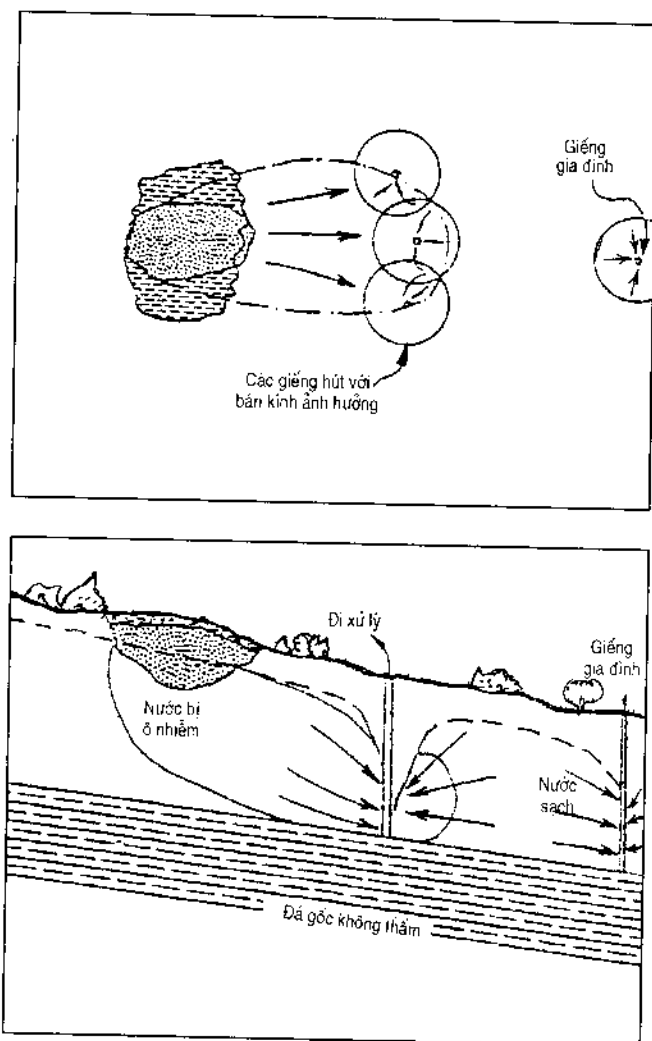
Trong hình 10.6, tường được cắm vào đá gốc hay lớp đất thấm kém có tác dụng cách li hoàn toàn chất thải bằng thiết kế. Trong hình 10.7, tường vữa treo được mô tả, thường cơ cấu này dùng khi lớp đất thấm kém hay đá gốc quá sâu khó cắm tường vào và chất ô nhiễm nổi ở trên mực nước ngầm tương đối cao. Các ưu điểm và nhược điểm của ba cách bố trí cơ bản này của tường vữa được tóm tắt trong bảng 10.1. Ngoài các phương trình bình lưu - phân tán đã trình bày trong chương 4 và 11 của cuốn sách này, các phương pháp đánh giá để thiết kế và thực hiện tường vữa đã được Manassero và Pasqualini (1995), Tamaro et al. (1993), Evans et al. (1995) và Manassero et al. (1995) đưa ra.

Bảng 10.1. Các ưu điểm và nhược điểm của cơ cấu nằm ngang khác nhau của tường vữa được chốt lại

Cơ cấu	Ưu điểm và nhược điểm
Bao quanh toàn bộ	Chuyển hoàn toàn dòng nước ngầm xa khối chất thải ở tất cả các hướng Giảm thiểu sự giải thoát các chất nhiễm bẩn từ chỗ chứa vào môi trường xung quanh Với các chất thải diện rộng thì có thể đắt tiền
Chắn một phần ở thượng lưu	Chuyển nước ngầm một phần ở quanh chất thải, đặc biệt ở nơi có gradien cao Có thể cần độ chính xác tương đối cao trong khi dự đoán hướng của dòng ngầm. Rẻ hơn bao quanh toàn bộ Giảm tối thiểu việc tạo ra chất rửa lũa, tuy nhiên không hiệu quả cho việc khống chế sự vận chuyển nó từ khu vực có thể ngăn giữ chất rửa lũa do thu hồi bằng hệ bơm hút.
Chắn một phần ở hạ lưu	Tăng chiều dài đường thấm của chất rửa lũa từ nguồn đến các vị trí nhạy cảm Rẻ hơn bao quanh toàn bộ Giảm tối thiểu sự di chuyển chất rửa lũa nhưng không hiệu quả để khống chế việc sản sinh chất rửa lũa Cần chính xác tương đối cao khi dự đoán hướng của dòng nước ngầm.

10.3. HÀO VÀ GIẾNG THOÁT NƯỚC

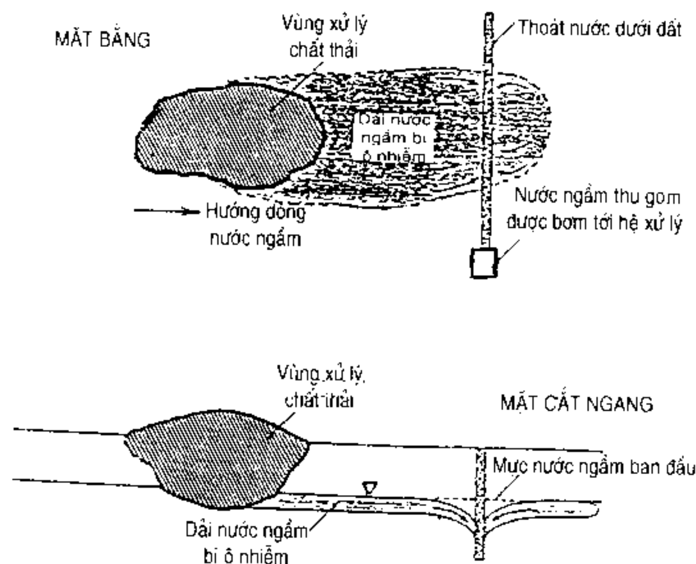
Như là một phương án sử dụng các dải chắn vật lí để khống chế sự chuyển động của nước ngầm và các chất ô nhiễm ở dưới mặt đất, các rãnh và giếng thoát nước có thể được sử dụng. Về chi tiết thuỷ lực rãnh và giếng, người đọc có thể tham khảo các giáo trình địa chất thuỷ văn đề cập về các nội dung này. Trong mục này, chỉ trình bày cơ cấu hữu ích của rãnh và giếng thoát nước để người đọc có thể hiểu được hiệu quả của phương pháp khống chế sự di chuyển chất ô nhiễm này.



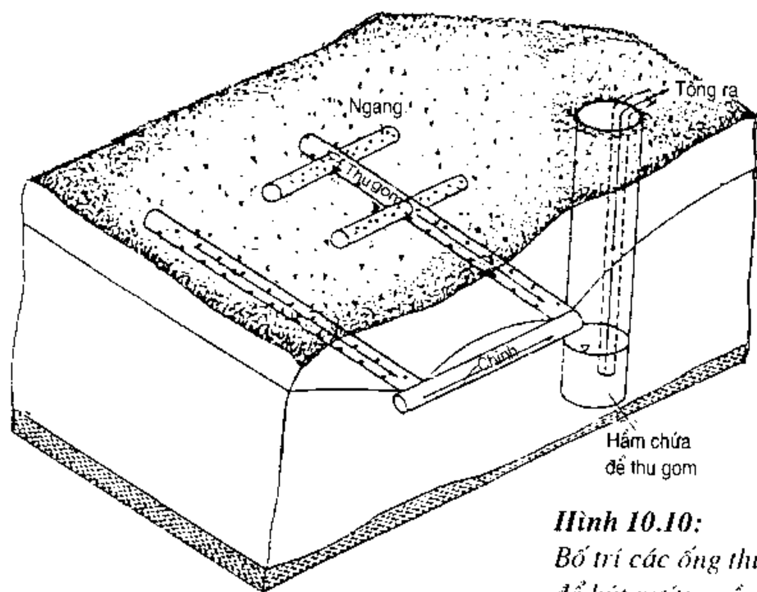
Hình 10.8: Mặt bằng và mặt cắt hệ giếng hút cho bãi chứa chất ô nhiễm ở dưới đất (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1985c)

Trong phương pháp này, nguồn chất ô nhiễm không được loại bỏ trực tiếp nhưng chất rửa lũa buộc phải thoát do trọng lượng hay lực thuỷ lực để tới rãnh hay giếng rồi được bơm hút chuyển đi. Vì thế, phương pháp chứa chất thải này đòi hỏi việc sử dụng các hệ xử lí đất trước. Có thể dùng các giếng bơm để làm xáo động nguồn bị ô nhiễm và tăng

thế thuỷ lực để di chuyển nước bị ô nhiễm bởi giếng hút hay rãnh. Như mô tả trong các hình 10.8 và 10.9, mỗi giếng có bán kính ảnh hưởng riêng. Khoảng cách của chúng làm sao để vùng ảnh hưởng chồng lên nhau khiến cho việc lưu giữ có hiệu quả. Có thể dùng một hệ các ống thu gom cùng với một ống thu gom chính như thấy ở hình 10.10 để tăng cường việc bao trùm khu vực và hiệu quả của việc lưu giữ dải ô nhiễm.



Hình 10.9: Sử dụng hào ở dưới đất để chứa dải ô nhiễm (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1985c)

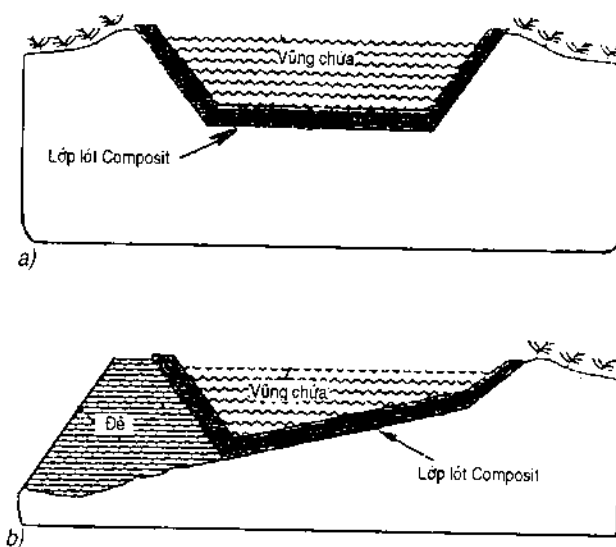


Hình 10.10: *Bố trí các ống thu gom và ống chính để hút nước ngầm bị ô nhiễm*

10.4. VŨNG CHỨA TRÊN MẶT

Các vũng chứa trên mặt là các chỗ sụt lún địa hình tự nhiên hay nhân tạo hay các vùng được đắp, được giới hạn chủ yếu bởi vật liệu đất và các vật liệu kĩ thuật khác và được thiết kế để giữ các chất thải lỏng hay các chất thải khác có chứa chất lỏng tự do. Các vũng chứa thường được lót bằng đất sét, vật liệu polyme hay cả hai. Các ví dụ về các vũng chứa trên mặt là vũng, các hố lắng và trữ, các bể chứa. Các bồn có lớp lót bêtông thông thường không được coi là vũng chứa. Các vũng chứa có kích thước biến đổi từ vài m^2 đến vài trăm are. Chúng có thể mở rộng phía dưới mặt đất như thấy ở hình 10.11a hoặc chúng có thể được tạo ra trên mặt đất qua một hệ thống các đê có kết cấu tốt như thấy ở hình 10.11b.

Vũng chứa trên mặt có thể tạm thời hay lâu dài. Điển hình chúng sử dụng như là chỗ chứa lộ thiên cho nước thải và cặn bùn được thải ra từ các quá trình xử lí.



Hình 10.11:
a) Vũng chứa trên mặt được đào như hào;
b) Vũng chứa trên mặt được kết hợp với đê chắn

Vũng chứa tạm thời

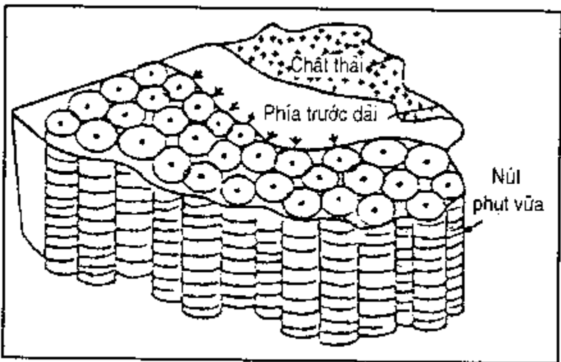
Các chất thải thường được loại bỏ và các khu vực được xử lí sau khi vũng chứa tạm thời đóng kín. Một lớp lót được tạo bởi vật liệu tự nhiên hay tổng hợp để ngăn chặn sự bục thủng trong thời gian phục vụ của vũng chứa.

Vũng chứa bề mặt lâu dài

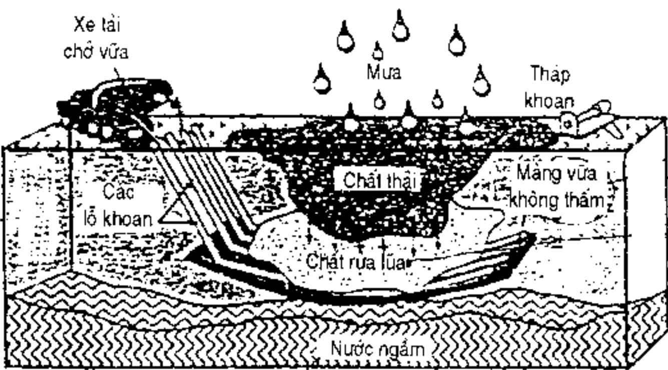
Vũng chứa lâu dài thường được đóng kín sau khi chúng hoạt động. Trước khi đóng kín, phần chất lỏng của chất thải phải được loại bỏ và chất rắn được ổn định.

10.5. MÀNG VỮA

Màng vữa là các dải chắn hình thành do bơm các vật liệu lấp đầy lỗ rỗng vào trong đất, do vậy làm giảm tốc độ chất lỏng di chuyển qua đất. Hỗn hợp vữa điển hình được bơm vào dưới áp lực qua ống tới lớp đất hay đá được cải tạo. Mỗi điểm bơm có bán kính ảnh hưởng riêng, kích thước của nó phụ thuộc vào áp lực và thời gian bơm vữa, các đặc trưng của vữa và các tính chất thuỷ lực của địa môi trường dưới mặt đất. Khoảng cách các điểm bơm vữa không cho phép tồn tại các khoảng rỗng giữa các vùng ảnh hưởng của các giếng bơm kề cận. Cấu hình của màng vữa được mô tả trong hình 10.12. Trong vài năm trước đã có khả năng đặt các lớp vữa nằm ngang phía dưới khối chất thải mà không cần khoan qua vật thải. Cách bố trí này được minh hoạ trong hình 10.13.



Hình 10.12: *Cấu hình màng vữa được thiết kế để chứa dải ô nhiễm*

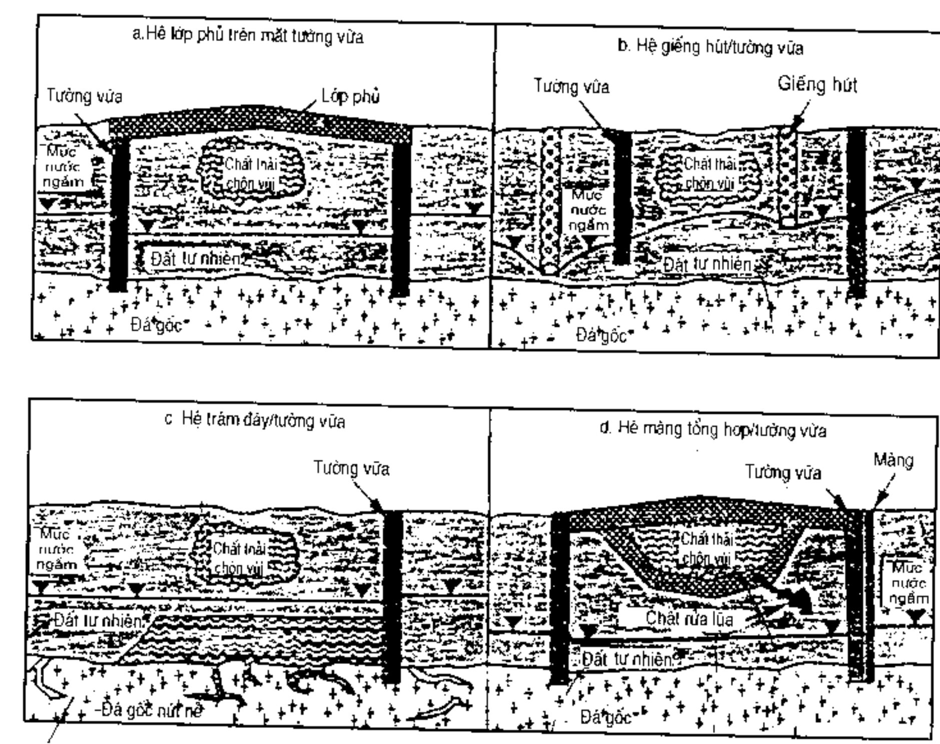


Hình 10.13: *Phương pháp đặt lớp vữa ở phía dưới khối chất thải*

10.6. HỆ PHỨC HỢP

Với sự phức tạp của môi trường bị ô nhiễm, để làm tăng hiệu quả lưu giữ, người ta có thể sử dụng kết hợp hai hay ba loại công trình chứa chất thải. Một số cấu hình có khả năng thích ứng các hệ phức hợp như thế được thấy trong hình 10.14. Trong hình 10.14a, lớp phủ được kết hợp với một tường vữa. Hệ lớp phủ làm giảm tối thiểu lượng nước ngầm (do mưa) vào chất thải. Tường khống chế dòng nước ngầm vào khu được đóng kín,

vì thế làm cho chất thải không bị ngập. Trong hình 10.14b khi dùng các giếng hút có thể duy trì mực nước ngầm nằm dưới khối đất thải. Các tường vữa chia tách nước ngầm ở bên ngoài, vì thế mực nước ngầm bên trong có khả năng hạ thấp có hiệu quả. Trong hình 10.14c, vữa được dùng để bịt các khe nứt trong đá để ngăn chặn sự ô nhiễm của các khe nứt và hoàn ngược tiếp đó của các chất ô nhiễm về nước ngầm. Tường vữa cách li nước ngầm bên ngoài khỏi đới có khả năng bị ô nhiễm. Hình 10.14d mô tả tường vữa được dùng để khống chế sự ô nhiễm của nước dưới đất do các phóng thích từ bãi chứa rác thải. Bề mặt phía ngoài của tường vữa được phủ một lớp màng địa kĩ thuật để chống lại có hiệu quả sự di chuyển của khí.



Hình 10.14: Cấu hình tường chắn kết hợp với các biện pháp hỗ trợ

Chương 11

THIẾT KẾ HỆ CHỨA CHẤT THẢI

11.1. GIỚI THIỆU

Một hệ chứa chất thải có hai chức năng quan trọng sau đây: 1) Ngăn chặn hay làm giảm tối thiểu sự vận chuyển các chất ô nhiễm tới đất và nước dưới đất ở xung quanh và 2) Duy trì tính toàn vẹn kết cấu trong suốt thời gian làm việc được thiết kế. Chức năng thứ nhất yêu cầu áp dụng các nguyên lí lan truyền và vận chuyển khối (đã đề cập trong chương 4), trong khi chức năng thứ hai đòi hỏi việc áp dụng các khía cạnh địa kĩ thuật, chủ yếu là sự ổn định mái dốc và các nguyên lí về lún. Hai chức năng này là trọng tâm không chỉ để xác định vị trí và thiết kế hệ chứa chất thải, mà còn để thiết kế các thành phần riêng biệt như nắp phủ, các lớp lót đáy, các hệ tiêu thoát nước, tường vữa... Để hoàn thành chức năng thứ nhất, chúng ta cần nhấn mạnh các câu hỏi sau đây:

1. Tốc độ ngấm vào vật liệu thải như thế nào ?
2. Tỉ lệ nước ngấm hi vọng đi qua dải chắn nhiều hay ít ?
3. Lượng chất lỏng tồn tại ở dải chắn là bao nhiêu ?

Việc hoàn thành chức năng thứ hai liên quan với sự đánh giá hệ số an toàn chống lại phá hoại mái dốc của hệ chứa và các tính toán lún. Hiện nay, xu hướng làm dải chắn bằng vật liệu polyme tăng lên nên cần kiểm tra ổn định giữa các mặt của màng địa kĩ thuật và đất.

Trong chương này, chúng ta sẽ đề cập hai chức năng này từ quy mô hệ thống đến quy mô thành phần. Vì thế trước tiên ta quan sát sự cân bằng nước của hệ trước khi xem xét dòng thấm và vận chuyển qua các lớp chắn. Trong thảo luận vấn đề ổn định, chúng ta sẽ tóm tắt các nguyên lí chính về ổn định mái dốc và các phân tích lún thích hợp cho hệ chứa chất thải. Với cách trình bày chi tiết hơn về các vấn đề này thì người đọc có thể tham khảo các giáo trình chuẩn về địa kĩ thuật.

11.2. TẠO THÀNH CHẤT RỬA LŨA

Khi nước mưa hay dòng chảy trên mặt ngấm vào hệ chứa chất thải, nó tác dụng với các thành phần rắn và lỏng của chất thải. Trong quá trình ngấm, nước ngấm thường bị ô nhiễm bởi chất thải. Phụ thuộc vào loại chất thải và các phản ứng giữa nước ngấm và chất thải, nước ngấm này thường gọi là nước rửa lũa có thể bị ô nhiễm cao. Các quá trình phản ứng phổ biến nhất diễn ra ở trong chất thải là:

1) Hoà tan các dạng thể rắn xác định của chất thai và sau đó kết tủa.

2) Phân huỷ và phân vụn các thể rắn;

3) Các phản ứng giữa các chất lỏng nguyên thuỷ chứa trong chất thải và nước ngấm. Nồng độ của các hoá chất khác nhau trong chất rửa lũa, được khống chế bởi một số quá trình vận chuyển khối được tiến hành đồng thời. Ví dụ, điều kiện pH axit của chất lỏng có thể khởi động đồng thời một số quá trình, chẳng hạn hoà tan và lắng đọng, trao đổi ion và hấp phụ như đã đề cập trong chương 4.

Khác các quá trình phản ứng diễn ra trong chất thải, nồng độ của chất rửa lũa tạo ra cũng phụ thuộc vào kĩ thuật xử lí chất thải và thời gian trôi qua sau khi xử lí chất thải. Nói chung, tin rằng nồng độ các hoá chất trong chất rửa lũa đạt giá trị đỉnh tại thời gian nào đó sau khi đặt chất thải và rồi giảm theo thời gian. Sự giảm về nồng độ này với thời gian là do các quá trình pha loãng, sinh hoá dẫn đến sự suy sụp các hoá chất và loại bỏ tiếp tục của chất rửa lũa từ điểm thu gom (Rowe, 1991, Ehrig và Scheelhaase, 1993, Lu et al. 1985). Do các yếu tố khác nhau này, lượng rửa lũa trong một hệ chứa thường biến đổi lớn theo không gian và thời gian. Sự hiểu biết về các hợp chất chủ yếu trong chất rửa lũa là cơ bản cho việc thiết kế các dải chắn chỗ chứa chất thải. Bảng 11.1 cho thấy phạm vi điển hình các nồng độ thành phần tìm thấy trong chất rửa lũa từ bãi chứa chất thải ở thành phố. Trái ngược với bãi chứa rác thải ở thành phố, bãi chứa rác thải nguy hiểm điển hình chứa các lượng cao kim loại nặng, các hợp chất hữu cơ và vật chất độc hại khác. Bảng 11.2 cho thấy các thành phần nguy hại tiêu biểu có thể có trong chất rửa lũa công nghiệp.

Bảng 11.1. Phạm vi các nồng độ thành phần (mg/l) trong chất rửa lũa từ bãi chứa chất thải ở thành phố (EPA/530-SW-86-054, 1986)

Thành phần	Phạm vi nồng độ	Thành phần	Phạm vi nồng độ
COD	50 - 90000	Độ cứng (như $CaCO_3$)	0,1 - 36000
BOD	5 - 75000	$P_{tổng}$	0,1 - 150
Cacbon hữu cơ tổng (TOC)	50 - 45000	$P_{hữu\ cơ}$	0,4 - 100
Chất rắn tổng (TS)	1 - 75000	Nitrat nitơ	0,1 - 45
TDS	725 - 55000	Photphat (vô cơ)	0,4 - 150
Chất rắn huyền phù tổng (TSS)	10 - 45000	Amoniac - nitơ (NH_3-N)	0,1 - 200
Chất rắn huyền phù bay hơi (TVS)	20 - 750	N hữu cơ	0,1 - 1000
Chất rắn bay hơi tổng	90 - 50000	Nitơ Kjeldahl tổng (TKN)	7 - 1970
Chất rắn cố định (FS)	800 - 50000	Axit	2700 - 6000
Alkalinit (như $CaCO_3$)	0,1 - 20350	Độ đục (các đơn vị Jackson)	30 - 450

Bảng 11.1 (tiếp theo)

Thành phần	Phạm vi nồng độ	Thành phần	Phạm vi nồng độ
Caliform tổng (FU/100ml)	$0 - 10^5$	Cl	30 - 5000
Fe	200 - 5500	pH (không thứ nguyên)	3,5 - 8,5
Zn	6 - 220	Na	20 - 7600
Sunfat	25 - 500	Cu	0,1 - 9
Ni	0,2 - 79	Pb	0,001 - 1,44
Các axit bay hơi tổng (TVA)	70 - 27700	Mg	3 - 15600
Mn	0,6 - 41	K	35 - 2300
Caliform Fecal (CFU/1000ml)	$0 - 10^5$	Cd	0 - 0,375
Độ dẫn riêng (mhg/cm)	960 - 16300	Hg	0 - 0,16
Amonium-nitơ (NH_4-N)	0 - 1106	Se	0 - 2,7
		Cr	0,02 - 18

Để đánh giá tác động của việc hình thành chất rửa lũa đến chất lượng đất và nước ở lân cận, người ta cần đánh giá cả định lượng lẫn định tính chất rửa lũa tồn tại trong hệ chứa. Trong ba mục kế tiếp, chúng ta sẽ đề cập các phương pháp thông dụng được chấp nhận để đánh giá về lượng và chất của chất rửa lũa.

11.3. CÂN BẰNG NƯỚC TRONG HỆ CHỨA CHẤT THẢI

Tổng lượng nước rửa lũa tạo ra tại một hệ chứa chất thải đã cho cơ bản là hàm số của lượng nước ngấm vào hệ và lượng chất lỏng tạo ra trong chất thải. Lượng nước ngấm vào hệ phụ thuộc vào cường độ của các quá trình khí hậu và thuỷ văn, chủ yếu là mưa, dòng chảy trên mặt và bốc hơi. Vì thế, để đánh giá lượng nước rửa lũa, ta cần tiến hành cân bằng nước cho toàn hệ. Điều này cơ bản liên quan đến phương pháp kế toán dùng để tính toán khuynh hướng cuối cùng của tổng lượng mưa tại một khu vực đã cho bằng một số con đường như bốc hơi, ngấm và dòng chảy trên mặt.

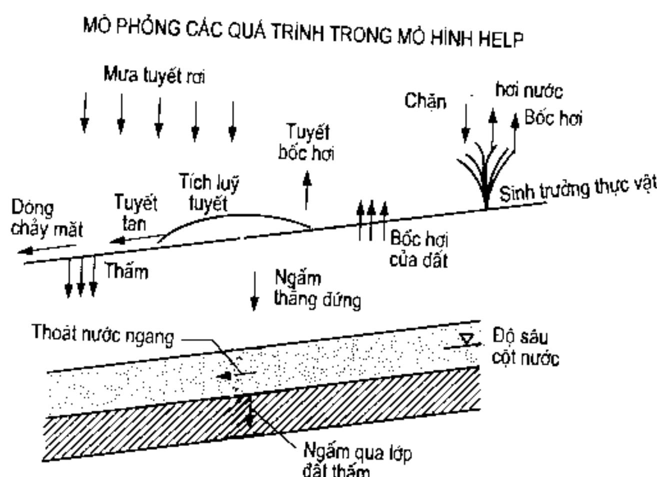
Hình 11.1 cho thấy các cách khác nhau xử lí mưa tại hệ chứa chất thải. Mưa ở dạng tuyết hay mưa được chia ra thành lượng mưa đọng ở cây cối/cho sự bốc hơi toàn phần, lưu trữ tạm thời, tiếp theo là dòng chảy trên bề mặt của hệ và ngấm vào nắp phủ. Phần nước mưa ngấm vào hệ sẽ thay đổi độ trữ nước trong lớp đất trên mặt, chúng có thể bốc hơi toàn phần từ thực vật và đất. Ngoài ra, phần nước ngấm có thể diễn ra qua hệ thoát nước ngang nếu nó được bố trí trong hệ nắp phủ ở trên mặt. Cuối cùng phần nước ngấm có thể di chuyển xuống lớp thải, qua nắp phủ và dải chắn, và đóng góp vào sự ngấm của chất rửa lũa.

Bảng 11.2. Các vật chất nguy hại tiêu biểu trong dòng chất thải công nghiệp (theo Matrecon Inc., 1980)

Công nghiệp	Các vật chất nguy hại										
	Asen (As)	Cadimi (Cd)	Hydrocacbon xử lí bằng clo*	Crôm (Cr)	Đồng (Cu)	Xianic	Chì (Pb)	Thuỷ ngân (Hg)	Các chất hữu cơ**	Xelen	Kẽm (Zn)
Ăcquy		×		×	×						×
Công nghiệp hóa chất			×	×	×			×	×		
Điện và điện tử			×		×	×	×	×		×	
Mạ điện và hoàn tất kim loại		×		×	×	×					×
Chất nổ	×				×		×	×	×	×	
Da				×					×		
Khai mỏ và luyện kim	×	×		×	×	×	×	×		×	×
Sơn và thuốc nhuộm		×		×	×	×	×	×	×	×	
Thuốc trừ vật hại	×		×			×	×	×	×		×
Dầu hỏa và than đá	×		×				×				
Dược	×							×	×		
In và sao chép	×			×	×		×		×	×	
Bột giấy và giấy								×	×		
Dệt				×	×				×		

* Bao gồm biphenyls polychorinat.

** Ví dụ: acrolein, chloropicrin, sunfat dimethyl, dinitrobenzen, dinitrophenol, nitroanilin và pentachlorophenol.



Hình 11.1: Các đường nước cho hệ chứa chất thải (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1991)

Có khả năng đánh giá lượng nước được tiêu thụ cho mỗi con đường ở trên và nhận được lượng nước ngấm qua chất thải theo phương pháp tính toán thuỷ văn. Fenn et al. (1975) đã đề nghị một trong các phương pháp cân bằng nước toàn diện để dự đoán sự tạo thành chất rửa lũa cho khu vực xử lí chất thải rắn. Phương pháp này dùng các biểu thức đơn giản để đánh giá dòng chảy mặt và bốc hơi toàn phần, nó thích hợp cho việc tính bằng tay. Tiếp đó, mô hình quỹ nước dựa trên máy tính - Đánh giá thuỷ văn về sự vận hành bãi chứa rác thải (HELP - Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) đã được phát triển. Phương pháp cân bằng nước giúp cho việc tìm hiểu các quá trình riêng biệt được tính cho phương pháp sau, chúng ta bắt đầu thảo luận về các nội dung này.

11.3.1. Phương pháp cân bằng nước tháng

Phương pháp cân bằng nước tháng dùng các số liệu thuỷ văn và khí hậu tháng để theo dõi các biến đổi về ngấm, bốc hơi toàn phần và độ trữ nước của đất. Fenn et al. (1975) Lutton et al. (1979), Lu et al. (1985) và Oweis và Khera (1990) đã chứng minh việc sử dụng nó trong điều kiện của hệ chứa chất thải. Ở đây, ta sẽ theo sát phương pháp do Oweis và Khera (1990) sử dụng. Sự phân tích cân bằng nước cho toàn hệ theo các đặc trưng dẫn và giữ lại đã biết của nắp phủ đất và chất thải trong phương pháp được Thornthwaite và Mather (1957) đề nghị. Dựa trên sự bảo toàn nước tại khu vực, lượng nước ngấm I được biểu thị theo:

$$I = P + SR - R \qquad (11\text{-}1)$$

Trong đó: P - lượng mưa;

SR - lượng nước do dòng chảy mặt mang vào hệ;

R - dòng chảy mặt ra khỏi hệ.

Trong phương trình (11-1) bỏ qua lượng nước do cây cối chặn lại.

R có thể tính theo phương pháp kinh nghiệm bất kì trong sách thuỷ văn. Công thức hợp lí cho cách đơn giản để tính R như là một phần của lượng mưa:

$$R = CP \tag{11-2}$$

Trong đó: C - hệ số dòng chảy mặt, là hàm số của loại đất, thực vật và địa hình bề mặt. Bảng 11.3 cho biết các giá trị điển hình của C. Một khi biết lượng nước ngấm theo phương trình (11.1) có thể tính lượng ngấm khỏi nắp phủ đất vào chất thải theo nguyên lí bảo tồn nước cho nắp phủ đất. Vì thế:

$$PER = I - AET - \Delta S_c \tag{11-3}$$

Trong đó: PER - lượng nước ngấm ra khỏi nắp phủ đất;

AET - lượng bốc hơi toàn phần thực từ nắp phủ;

ΔS_c - biến đổi độ trữ của nắp phủ do ngấm.

Bảng 11.3. Các hệ số dòng chảy mặt do vật liệu nắp phủ và độ dốc tác dụng

Dạng vùng	Hệ số dòng chảy mặt C		
	Bằng phẳng: độ dốc < 2%	Nhấp nhô: độ dốc 2 - 10%	Đồi: độ dốc > 10%
Vùng phủ đầy cỏ	0,25	0,3	0,3
Vùng đất thổ nhưỡng	0,6	0,65	0,7
Đồng cỏ và vùng đất bãi cỏ	0,25	0,3	0,35
Đất đang canh tác			
Không thấm (đất sét)	0,5	0,55	0,6
Thấm (đất có cát)	0,25	0,3	0,35

Chúng ta tạo ra sự khác biệt ở đây giữa lượng bốc hơi toàn phần có khả năng (PET) và lượng bốc hơi toàn phần (AET). PET xảy ra khi độ ẩm lớn hơn độ ẩm thích hợp có khả năng đáp ứng yêu cầu bốc hơi của khí quyển. Mặt khác AET là lượng bốc hơi toàn phần thực diễn ra khi đất khô (I < PET), do vậy yêu cầu bốc hơi không có thể đáp ứng. Vì thế AET luôn nhỏ hơn hay bằng PET.

Khả năng bốc hơi toàn phần tháng có thể đánh giá theo phương trình Thornthwaite:

$$PET(mm) = 16\left(\frac{10t}{TE}\right)^a \tag{11-4}$$

Trong đó:

t - nhiệt độ tháng đang xem xét;

TE - chỉ số hiệu suất nhiệt độ được cho như là tổng của các chỉ số nhiệt của 12 tháng trong năm. Coi chỉ số nhiệt cho một tháng đã cho ở dạng $(t/5)^{1,514}$, có thể viết TE ở dạng:

$$TE = \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{t_i}{5} \right)^{1,514} \quad (11\text{-}5)$$

Trong phương trình (11-4), a là một hệ số kinh nghiệm được cho bởi:

$$a = 6,75 \times 10^{-7}(TE)^3 - 7,7 \times 10^{-5}(TE)^2 + 1,79 \times 10^{-2}(TE) + 0,49239 \quad (11\text{-}6)$$

Ngoài nhiệt độ và chỉ số nhiệt, PET khi cho bởi phương trình (11-4) cũng phụ thuộc vào số giờ mặt trời chiếu sáng. Để tính cho khoảng thời gian chiếu sáng không bằng nhau trong năm, PET thường được nhân với hệ số hiệu chỉnh. Giá trị của hệ số này cho trong bảng 11.4, phụ thuộc vào tháng của năm và vĩ độ của vị trí đang xem xét.

Bảng 11.4. Các hệ số hiệu chỉnh cho khả năng bốc hơi toàn phần được tính theo phương trình Thornthwaite (Theo Chow, 1964)

Vĩ độ	Tháng 1	Tháng 2	Tháng 3	Tháng 4	Tháng 5	Tháng 6	Tháng 7	Tháng 8	Tháng 9	Tháng 10	Tháng 11	Tháng 12
0	1,04	0,94	1,04	1,01	1,04	1,01	1,04	1,04	1,01	1,04	1,01	1,04
10	1,00	0,91	1,03	1,03	1,08	1,06	1,08	1,07	1,02	1,02	0,98	0,99
20	0,95	0,90	1,03	1,05	1,13	1,11	1,14	1,11	1,02	1,00	0,93	0,94
30	0,90	0,87	1,03	1,08	1,18	1,17	1,20	1,14	1,03	0,98	0,89	0,88
35	0,87	0,85	1,03	1,09	1,21	121	123	1,16	1,03	0,97	0,86	0,85
40	0,84	0,83	1,03	1,11	1,24	1,25	1,27	1,18	1,04	0,96	0,83	0,81
45	0,80	0,81	1,02	1,13	1,28	1,29	1,31	1,21	1,04	0,94	0,79	0,75
50	0,74	0,78	1,01	1,15	1,33	1,36	1,37	1,25	1,06	0,92	0,76	0,70

Xác định lượng nước ngấm theo phương trình (11-3) như sau: Trước tiên tính lượng (I-PET). Nếu lượng này là dương thì đáp ứng yêu cầu bốc hơi bởi khí quyển, và số dư đi xuống vào nắp phủ đất và làm cho nó ẩm hơn. Trong trường hợp này AET = PET. Nếu lượng nước của nắp phủ đất cao - tại khả năng hiện trường của nó - đất có thể không chứa thêm nước và lượng dư sẽ ngấm vào chất thải (nhớ là độ ẩm ngoài trời là độ ẩm lớn nhất mà đất có thể duy trì dưới sự thoát nước trọng lực). Mặt khác, nếu (I-PET) là âm, yêu cầu bốc hơi bởi khí quyển không đáp ứng, và AET < PET. Đất nhượng lại độ ẩm của nó cho khí quyển, nếu nó ẩm và chuyển sang khô hơn. Lượng làm khô không chỉ phụ thuộc độ lớn (I-PET) mà còn vào độ ẩm của nắp phủ đất. Trong các điều kiện này ngấm không xảy ra cho tới khi đạt điều kiện (I-PET) là dương và lớp phủ đất trên cùng được chuyển tới độ ẩm ngoài trời của nó.

Lượng làm khô từ lớp phủ mặt đất diễn ra trong thời gian khô (khi không có nước ngấm) phụ thuộc vào loại đất và độ thiếu hụt nước tích luỹ. Cơ bản đó là bài toán dòng

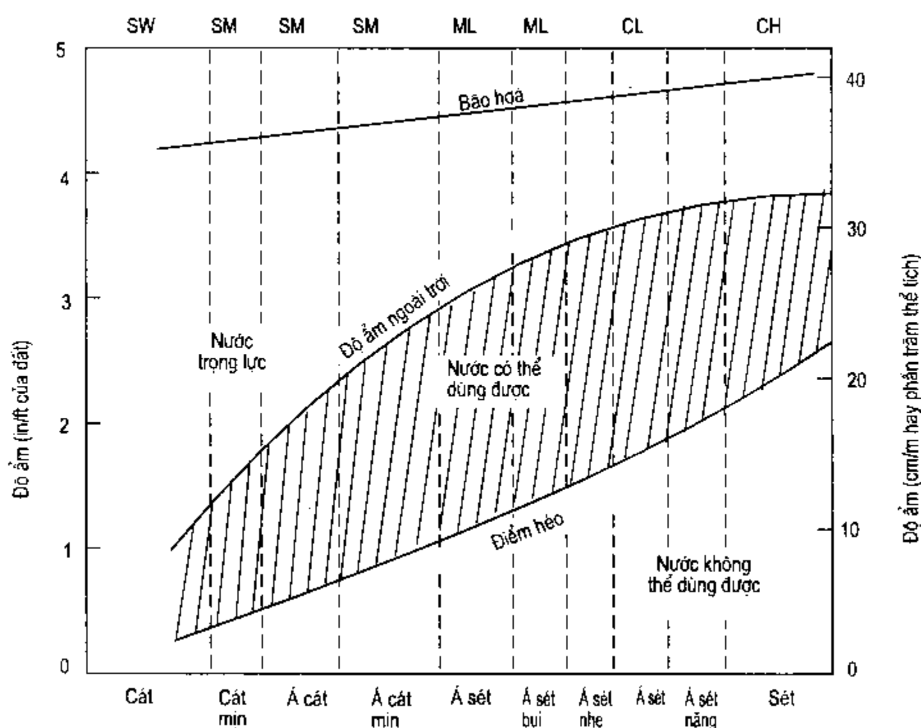
thấm qua đất không bão hoà. Thornthwaite và Mather (1957) cho các bảng để tính hàm lượng độ ẩm của đất sau khi xảy ra bốc hơi từ đất khô. Bảng 11.5 cho dạng viết gọn được Oweis và Khera (1990) cung cấp. Độ trữ ẩm của đất đòi hỏi trong bảng này có thể nhận từ hình 11.2, nó tóm lược các đặc trưng giữ nước của các đất khác nhau.

Bảng 11.5. Sự giữ độ ẩm đất sau khi xảy ra bốc hơi toàn phần

ΣNEG (I-PET)*	S_r (mm)**								
	25	50	75	100	125	150	200	250	300
0	25	50	75	100	125	150	200	250	300
10	16	41	65	90	115	140	190	240	290
20	10	33	57	81	106	131	181	231	280
30	7	27	50	74	98	122	172	222	271
40	4	24	43	66	90	114	163	213	262
50	3	17	38	60	83	107	155	204	254
60	2	14	33	54	76	100	148	196	245
70	1	11	28	49	70	93	140	188	237
80	1	9	25	44	65	87	133	181	229
90	1	7	23	40	60	82	127	174	222
100		6	19	36	55	76	120	167	214
150		2	20	22	37	54	94	136	181
200		1	5	13	24	39	73	111	153
250			2	8	16	28	56	91	130
300			1	5	11	20	44	74	109
350			1	3	7	14	34	61	92
400				2	5	10	26	50	78
450				1	3	7	20	41	66
500				1	2	5	16	33	56
600					1	3	10	22	40
700						1	6	15	28
800						1	4	10	20
1000							1	4	10

** NEG(I-PET) - thiếu nước ngấm cần cho thực vật.*

*** S_r - độ ẩm trữ của đất có khả năng ở ngoài trời.*



Hình 11.2: Khả năng trữ nước của đất (Lutton et al., 1979)

Dùng nguyên lí bảo tồn nước cho khối chất thải có thể đánh giá lượng đất rửa lũa cuối cùng q ra khỏi chất thải:

$$q = PER + W_d - \Delta S_w \qquad (11\text{-}7)$$

Trong đó:

W_d - nước tạo ra từ sự phân huỷ chất thải;

ΔS_w - biến đổi độ trữ nước của chất thải.

Cho đến khi chất thải đạt độ ẩm ngoài trời, thì không hi vọng có sự rửa lũa tại đáy của nó. Sự ngấm đầu tiên thoả mãn khả năng giữ nước của chất thải và số thặng dư sau đó lọc qua khỏi chất thải. Khả năng giữ nước của chất thải biến đổi lớn như thấy trong bảng 11.6 cho một số loại chất thải. Phổ biến phụ thuộc vào độ thấm của dải chắn tại đáy chất thải có thể hình thành gò chất rửa lũa tạo đầu nước thuỷ lực cho sự rò rỉ qua dải chắn. Như đã đề cập trong các mục trước, phương pháp cân bằng nước tháng đòi hỏi việc tính toán tỉ lệ lượng mưa được chia ra từng phần như thế nào, một tháng một lần. Các biểu thức đơn giản liên quan các tính toán làm cho nó thích hợp cho chương trình biểu đồ lan rộng. Trường hợp chi tiết đã được Frenn et al, (1975), Lutton et al. (1979), Lu et al. (1985) và Oweis và Khera (1990) nghiên cứu.

Bảng 11.6. Phạm vi hấp phụ nước cho các thành phần chất thải rắn (theo Stone, 1974)

Thành phần	Độ ẩm, phần trăm trọng lượng khô					
	Khả năng hấp phụ nước			Khả năng giữ độ ẩm tổng*		
	Lớn nhất	Trung bình	Nhỏ nhất	Lớn nhất	Trung bình	Nhỏ nhất
Giấy in báo**		290			290***	
Bìa cứng (rắn và có nếp gấp)		170			170***	
Giấy pha tạp khác	400		100	400***		100***
Cỏ và lá cây	200		60	370		140
Lùm bụi, cành cây	100		10	250		10
Thức ăn thải	100		0	300		0
Vải	300		100	300***		100***
Gỗ, chất dẻo, kính kim loại (vô cơ)		0			0	

** Tính bằng nước hấp phụ cộng với độ ẩm* mã *mẫu nhận được.*

*** Sự biến đổi mẫu không đáng kể.*

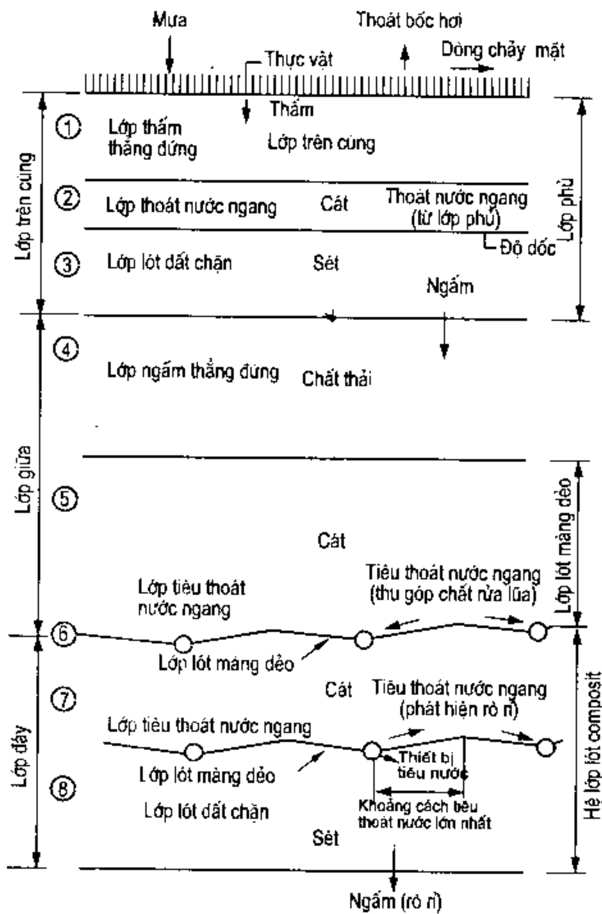
**** Độ ẩm ban đầu nhận được nhỏ hơn 6% trong thí nghiệm trong phòng; do vậy được coi không đáng kể so với các biến đổi mức hấp phụ.*

11.3.2. Đánh giá thuỷ văn sự vận hành bãi chứa rác thải (HELP) (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance)

Đánh giá thuỷ văn sự vận hành bãi chứa rác thải là chương trình máy tính được Trạm thí nghiệm đường thuỷ quân đội Mỹ phát triển, nó được thiết kế cho mô hình quỹ nước của các hệ chứa chất thải. Chi tiết tiến hành chương trình, các áp dụng và các giới hạn được Schnoeder et al., (1984a, 1984b) và Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, (1991) giới thiệu. Ở đây ta chỉ trình bày khái quát phương pháp này nhằm làm nổi bật các yếu tố quan trọng tác động đến các đánh giá lượng chất rửa lũa. Chương trình đã trở thành phổ biến trong những năm gần đây chủ yếu do khả năng hợp nhất được một số lớp trong hệ chứa chất thải và cũng tính cho sự tiêu thoát ngang trong các lớp riêng biệt. Ngoài việc đánh giá chính xác các thành phần của quỹ nước, HELP khá hữu ích trong khi đánh giá và so sánh các hệ chứa chất thải lựa chọn.

Một mặt cắt vị trí chứa chất thải nguy hiểm điển hình mà HELP có khả năng mô phỏng được thấy trong hình 11.3. Mô hình sử dụng các phương pháp tương tự như đã trình bày trong mục trước. Nó chia ra từng phần lượng mưa thành một vài thành phần

quỹ nước khi nước ngấm qua mỗi lớp. Các thành phần này bao gồm không chỉ dòng chảy trên mặt, bốc hơi toàn phần và các biến đổi độ ẩm trong đất mà còn có lượng tiêu thoát ngang được thu gom ở mỗi hệ tiêu thoát và lượng ngấm qua mỗi lớp của hệ. Nó có thể tạo ra các quỹ nước trung bình hàng ngày, hàng tháng, hàng năm và lâu dài. Một số phương pháp vật lí và thuỷ lực được dùng trong HELP để mô phỏng các thành phần quỹ nước riêng. Một tóm tắt các phương pháp này được cho dưới đây. Sự hiểu biết trước tiên các phương pháp này là cơ bản để diễn giải đúng đắn các kết quả mô phỏng.



Hình 11.3: *Mặt cắt vị trí chứa chất thải có thể được mô phỏng trong HELP (Hội Bảo vệ môi trường, Mỹ 1991)*

Ngấm

Ngấm được đánh giá gián tiếp bằng cách từ lượng mưa trừ đi dòng chảy mặt và bốc hơi toàn phần bề mặt. Dòng chảy mặt và bốc hơi toàn phần bề mặt được xử lí như là các hàm của sự đọng mưa. Sự đọng mưa được mô hình theo công trình của Horton (1919). Nó đạt giá trị mũ cực đại khi lượng mưa tăng tới khoảng 0,5cm. Lượng mưa đọng cực đại là một hàm của lượng sinh học trên mặt đất hay chỉ số diện tích lá và được giới hạn tới 0,13cm. Nước đọng bốc hơi từ bề mặt và giảm yêu cầu bốc hơi của khí quyển.

Phương pháp số đường cong phục vụ bảo tồn đất (SCS - Soil Conservation Service) được dùng để đánh giá dòng chảy mặt được USDA (1972) đề nghị. Phương pháp số đường cong SCS là phương pháp kinh nghiệm được phát triển cho các đường phân nước nhỏ (12 - 200 ha) với độ dốc trung bình (3 - 7%). Nó liên hệ dòng chảy ngày với lượng mưa ngày cho các đường phân nước với các loại đất, các dạng thực vật, thực tiễn quản lí đất và điều kiện độ ẩm trước đây.

Bốc hơi toàn phần

Bốc hơi toàn phần được xử lí như là tổng của ba thành phần: bốc hơi nước từ bề mặt, từ đất và từ cây cối. Mỗi thành phần được tính riêng rẽ. Bốc hơi nước từ mặt đất bị giới hạn tới khả năng bốc hơi toàn phần nhỏ hơn và tổng của độ trữ lượng mưa đọng. Một phiên bản cải tiến của phương pháp Penman được dùng để tính khả năng bốc hơi toàn phần (Ritchie, 1972). Để tính lượng bốc hơi từ đất, sử dụng trình tự hai giai đoạn căn bậc hai của thời gian (Ritchie, 1972). Trong giai đoạn một, lượng bốc hơi của đất bằng yêu cầu bốc hơi dành cho đất. Yêu cầu dựa trên năng lượng và bằng khả năng bốc hơi toàn phần không tính đến bốc hơi bề mặt và sự che sáng từ lớp phủ đất. Dùng mô hình sinh trưởng thực vật để tính tổng lượng của thực vật, cả hoạt động và tạm ngưng hoạt động. Trong giai đoạn hai, độ ẩm đất thấp và tốc độ vận chuyển hơi nước thấp tới bề mặt giới hạn lượng bốc hơi từ đất. Sự bốc hơi của đất trong trạng thái này được xử lí như là hàm căn bậc hai của thời gian khi đất ở điều kiện khô. Bốc hơi từ thực vật được đánh giá theo phương pháp của các mô hình CREAMS và SWRRB (Knisel, 1980; Williams et al., 1985). Theo các mô hình này, khả năng bốc hơi thực vật là hàm tuyến tính của khả năng bốc hơi toàn phần và chỉ số diện tích lá hoạt động.

Tính toán nước dưới đất

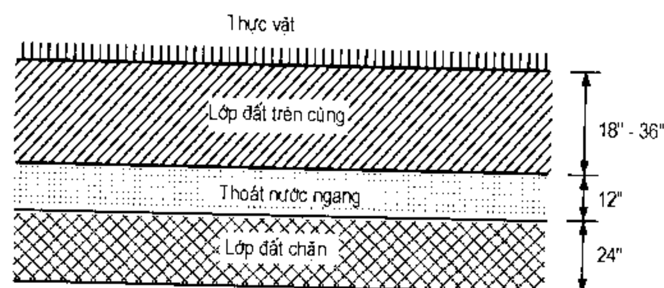
Các quá trình tính toán nước dưới đất được mô hình bởi HELP bao gồm thoát nước không bão hoà thẳng đứng, ngấm qua các lớp lót đất bão hoà, rò rỉ qua màng địa kĩ thuật và thoát nước ngang bão hoà. Tiêu thoát nước thẳng đứng không bão hoà được tính toán khi giả thiết gradien thuỷ lực đơn vị. Độ dẫn thuỷ lực không bão hoà được tính theo phương trình Campbell, lập ra trên mô hình Brooks và Corey (xem chương 3). Ngấm qua các lớp bão hoà thì tính theo định luật Darcy và được giả thiết xảy ra chỉ khi có đới bão hoà trực tiếp ở trên lớp lót. Rò rỉ qua màng địa kĩ thuật được mô hình như là sự giảm diện tích mặt cắt ngang của dòng thấm qua lớp đất bên dưới màng địa kĩ thuật. Tốc độ dòng thấm qua lớp đất rò rỉ được tính khi dòng thấm qua lớp lót đất chắn bão hoà. Phương pháp này dường như cho các kết quả tốt đối với các lớp lót composit mà không cho một màng địa kĩ thuật đơn. Thoát nước ngang được mô phỏng theo phân tích gần đúng trạng thái ổn định của phương trình Boussinesq (McEroe và Schroeder, 1988). Bằng kĩ thuật giải tuyệt đối, giải đồng thời tiêu thoát ngang, ngấm và rò rỉ qua màng địa kĩ thuật với độ sâu bão hoà trung bình.

Để mô phỏng các quá trình trên, HELP cần các số liệu đầu vào sau đây:

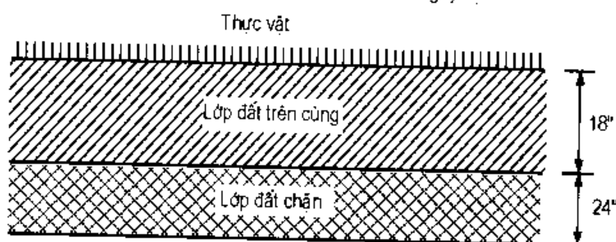
1. Số liệu khí hậu - mưa ngày, nhiệt độ trung bình ngày, bốc hơi ngày, chỉ số diện tích lá cực đại, mùa sinh trưởng và độ sâu đới bốc hơi.

2. Số liệu thiết kế và đất - độ rỗng, độ ẩm ngoài trời, điểm héo và độ dẫn thuỷ lực của mỗi lớp, số đường cong dòng chảy mặt SCS, diện tích bề mặt, số các lớp trong mặt cắt và bề dày các lớp.

Chương trình bao gồm các số liệu khí hậu hàng ngày cho 102 thành phố ở Mỹ và có khả năng tạo số liệu khí hậu giả tạo cho 183 thành phố ở Mỹ. Ngoài ra, các số liệu tự chọn bao gồm 15 loại đất cũng như chất thải rắn. Các đường cong SCS tự chọn cũng được cung cấp. Dữ liệu ra từ HELP chủ yếu bao gồm lượng ngấm hay rò rỉ qua mỗi lớp và độ sâu bão hoà trên mặt các lớp lót. Cũng cho biết lượng tăng và tích luỹ của quỹ nước cho các thành phố khác nhau.



a) Thiết kế lớp phủ bãi chứa chất thải nguy hại



b) Thiết kế lớp phủ bãi chứa rác ở thành phố

Hình 11.4:
Hai loại lớp phủ bãi chứa rác thải được thí nghiệm theo HELP cho sự cân bằng nước (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1991)

Mô hình HELP cho ta quan sát độ nhạy của sự cân bằng nước cho các biến thiết kế khác nhau. Các trường hợp nghiên cứu phân tích về độ nhạy đã được Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1991) tiến hành. Dùng động thái khí hậu tại ba vị trí khác nhau (Santa Maria CA; Schenectady, NY và Shreverport, LA) để nghiên cứu sự cân bằng nước cho hai lớp phủ bãi chứa rác thải điển hình (hình 11.4). Đã nghiên cứu hai loại đất trên cùng với bề dày khác nhau. Các kết quả từ các mô phỏng được thấy trong các bảng 11.7 - 11.9. Bảng 11.7 cho thấy các ảnh hưởng của khí hậu và thực vật và không được tiêu thoát ngang. Ta thấy là thực vật làm giảm dòng chảy mặt và tăng lượng bốc hơi toàn phần nhưng xu hướng có ảnh hưởng chút ít đến phần còn lại của cân bằng nước. Thiết kế lớp phủ ba lớp (nó cho phép tiêu thoát ngang) là ưu việt so

với thiết kế hai lớp, thể hiện là việc thiết kế lớp phủ quan trọng nhiều hơn các yếu tố khí hậu và thực vật. Cần ghi nhớ là mặc dù thực vật có ảnh hưởng ít đến ngấm trong các mô phỏng này, sự quan trọng của nó tại nơi cần ngăn chặn xói mòn.

Bảng 11.7. Các ảnh hưởng của khí hậu và thực vật đến cân bằng nước (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1991)

	Vị trí thiết kế lớp phủ hai lớp*			Vị trí thiết kế lớp phủ ba lớp**		
	CA	LA	NY	CA	LA	NY
	(% lượng mưa)			(% lượng mưa)		
Cỏ cằn						
Dòng chảy mặt	5,6	4,6	5,5	3,0	4,4	2,2
Bốc hơi toàn phần	51,8	53,0	52,1	51,6	51,9	50,3
Tiêu thoát ngang	-	-	-	41,2	40,6	44,0
Ngấm	42,6	42,4	42,4	4,2	3,1	2,5
Cỏ tốt						
Dòng chảy mặt	3,1	0,2	3,5	0,0	0,2	0,0
Bốc hơi toàn phần	55,0	57,2	55,3	52,6	53,0	51,0
Tiêu thoát ngang	-	-	-	43,2	43,7	45,5
Ngấm	42,9	42,6	41,2	4,2	3,1	2,5

** 900mm của đất á sét chứa cát trên cùng và 0,6m lớp lót sét 10^{-6} cm/s.*

*** 450mm đất á sét chứa cát trên cùng và 300mm cát 0,03 cm/s với chiều dài tiêu thoát là 60m với độ dốc 3%, và 0,6m lớp lót sét 10^{-7} cm/s.*

Bảng 11.8. Các ảnh hưởng của bề dầy lớp đất trên cùng đến cân bằng nước (theo Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1991)

	Bề dày lớp đất 45,7cm			Bề dày lớp đất 91,4cm		
	CA	LA	NY	CA	LA	NY
	(% lượng mưa)			(% lượng mưa)		
Dòng chảy mặt	11,2	7,5	13,4	5,6	4,6	5,5
Bốc hơi toàn phần	51,9	56,9	54,5	51,8	53,0	52,1
Ngấm	36,9	35,6	32,1	42,6	42,4	42,4

Lớp đất trên cùng là á sét chứa cát có lớp cỏ cằn cỗi, nằm dưới là lớp sét đệm dày 0,6m với hệ số thấm 10^{-6} cm/s.

Bảng 11.8 cho thấy các ảnh hưởng của bề dày lớp đất trên cùng đến cân bằng nước để thiết kế lớp phủ, ở nơi không có sự tiêu thoát ngang. Các ảnh hưởng của bề dày lớp đất trên cùng tương tự cho tất cả ba vị trí. Dòng chảy mặt và bốc hơi toàn phần lớn hơn cho

lớp mỏng hơn, biểu thị là cột nước ở trên vật chắn duy trì độ ẩm cao hơn trong đới bốc hơi. Kết quả là, lượng ngấm nhỏ hơn cho các trường hợp bề dày lớp đất trên cùng lớn hơn. Mặc dù lớp đất trên cùng mỏng, nói chung là thuận lợi để độ ngấm bị giảm, điều quan trọng là có bề dày lớp phủ thích hợp ở đỉnh để khuyến khích thực vật, duy trì sự ổn định đất và khống chế xói mòn.

Bảng 11.9 cho thấy các ảnh hưởng của loại đất trên cùng đến các thành phần của quỹ nước. Lớp đất sét trên cùng làm tăng dòng chảy trên mặt lẫn bốc hơi toàn phần và giảm nhiều thoát nước ngang và lượng nước ngấm. Xem xét vùng California, dòng chảy mặt tăng từ 3% lên 22% lượng mưa, trong khi bốc hơi toàn phần tăng từ 52% lên 61% lượng mưa, khi đất trên cùng biến đổi từ á sét chứa cát sang á sét chứa sét bụi. Độ dẫn thuỷ lực thấp hơn của đất sét đỉnh giảm thấp sự tiêu thoát ngang từ 41% xuống 15% lượng mưa. Do các ảnh hưởng này, lượng ngấm giữa hai loại đất chỉ khác nhau chút ít; từ 4% đến 2%.

Bảng 11.9. Các ảnh hưởng của loại đất đến các thành phần của quỹ nước (theo Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1991)

	Thiết kế lớp phủ ba lớp*					
	Vị trí á sét chứa cát			Vị trí á sét chứa sét - bụi		
	CA	LA	NY	CA	LA	NY
	(% lượng mưa)			(% lượng mưa)		
Dòng chảy mặt	3,0	4,4	2,2	21,6	22,3	19,2
Bốc hơi toàn phần	51,6	51,9	50,3	61,2	64,4	58,6
Tiêu thoát ngang	41,2	40,6	44,0	15,0	11,3	20,3
Ngấm	4,2	3,1	2,5	2,2	2,0	1,9

* *Lớp đất trên cùng dày 450mm với cỏ cằn cỗi, 300mm cát có hệ số thấm 0,03 cm/s, với chiều dài thoát nước 60m có độ dốc 3% và 0,6m lớp sét lót có hệ số thấm 10^{-7} cm/s.*

11.4. CÁC HỆ THU GOM VÀ LOẠI BỎ CHẤT RỬA LŨA (LCRS - LEACHATE COLLECTION AND REMOVAL SYSTEMS)

Dòng rửa lũa qua các dải chắn có thể giảm tối thiểu bằng hai cách: giảm tối thiểu chất rửa lũa tích luỹ ở đỉnh dải chắn bằng một hệ thu gom và thiết kế dải chắn có hệ số thấm rất thấp. Việc thiết kế hệ thu gom chất rửa lũa là thành phần quan trọng trong thiết kế toàn bộ hệ chứa chất thải, khối lượng bao gồm kích cỡ và khoảng cách các ống dùng để thu gom và loại bỏ chất rửa lũa. Tổng chất rửa lũa ngấm ra khỏi chất thải một phần tới hệ thu gom và một phần rò rỉ qua lớp lót. Vì thế bài toán thu gom chất rửa lũa ở trên lớp lót và bài toán dòng thấm qua dải chắn là một bài toán, kết hợp và không có thể tách riêng ra. Tuy nhiên trong thực tế, ta dùng các phương pháp đơn giản hơn để dự đoán chiều cao đới rửa lũa khi giả thiết lưu lượng rò rỉ qua lớp lót là hằng số hay hoàn toàn

không rò rỉ. Sự rò rỉ qua lớp lót thường được bỏ qua khi thiết kế thận trọng các hệ xử lí và thu gom chất rửa lũa.

Chiều cao lớn nhất của đới rửa lũa ở trên dải chắn phụ thuộc vào hệ thu gom được đặt như thế nào. Hình 11.5 cho thấy hình thể điển hình cho hệ thu gom. Hình dạng thấy trong hình 11.5a cho biểu thức đơn giản về chiều cao lớn nhất h_{max} của đới rửa lũa. Khi dùng định luật Darcy để tính dòng thấm trong lớp tiêu thoát có thể tính chiều cao đồi h(x) theo (xem bảng 3.5):

$$h(x) = \left[\left(\frac{q}{k_d}\right)(L - x)x\right]^{0,5} \qquad (11\text{-}8)$$

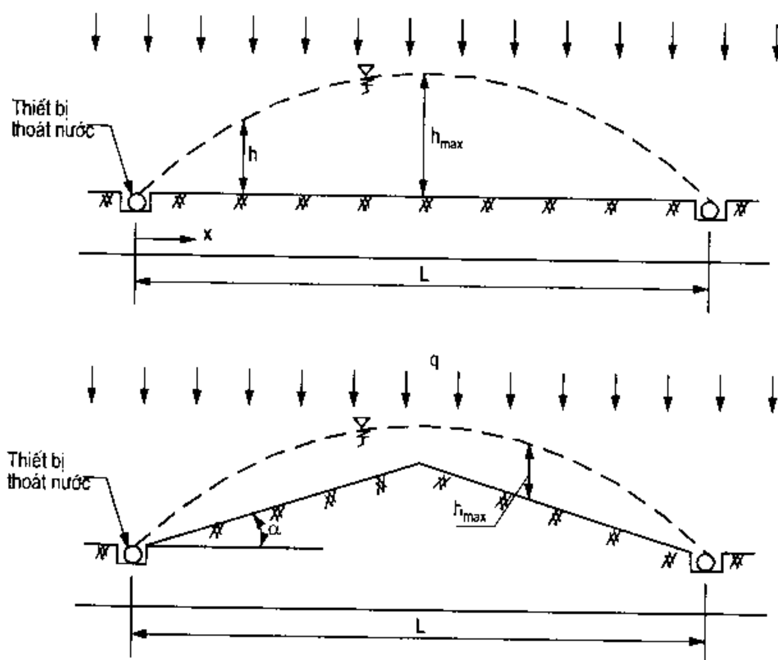
Trong đó: q - lưu lượng ngấm của chất rửa lũa vào lớp tiêu thoát;

k_d - độ dẫn thuỷ lực bão hoà của lớp tiêu thoát;

L - khoảng cách tiêu thoát.

Chiều cao lớn nhất dâng cao xảy ra ở điểm giữa hai thiết bị tiêu thoát, do vậy:

$$h_{max} = \frac{L}{2}\left(\frac{q}{k_d}\right)^{0,5} \qquad (11\text{-}9)$$



Hình 11.5: *Hình dạng hệ thu gom chất rửa lũa*

Theo quan điểm thiết kế, thiết bị tiêu nước phải có khả năng thoát (qL) cho mỗi chiều dài đơn vị, bởi vì lượng ngấm trên một nửa khoảng cách tiêu nước từ phía bất kì nào của mỗi thiết bị tiêu nước. Khi ta đặt sự kiềm chế lên h_{max} nhằm bảo đảm là độ dâng tổng

nằm trong lớp tiêu thoát, thì phương trình (11-9) cho phép đánh giá khoảng cách yêu cầu L hay độ dẫn thuỷ lực k_d.

Hình 11.5b mô tả hình dạng phổ biến hơn của hệ thu gom, ở đây các dải chắn điển hình được sửa thoai thoải nhằm tăng cường dòng chảy về phía mương thu gom chất rửa lũa. Moore (1980) đã phát triển lời giải cho trường hợp này và h_{max} bằng (xem bảng 3.5):

$$h_{max} = \left(\frac{L\sqrt{c}}{2}\right)\left(\frac{tg^2\alpha}{c} + 1 - \frac{tg\alpha}{c}\sqrt{tg^2\alpha + c}\right) \tag{11-10}$$

Trong đó: $c = q/k_d$;

α -góc dốc của lớp lót.

Như đã đề cập trước, phương trình (11-10) cũng có thể dùng để nhận được các thông số thiết kế đòi hỏi h_{max} đã cho.

Cũng đã nghiên cứu các hình dạng của hệ thu gom khác: ví dụ McBean et al. (1982) xem xét một hệ thu gom dốc như ở hình 11.5b, nhưng với mương tiêu tại đỉnh của dải chắn. Tuy nhiên, các biểu thức dạng đóng cho các hình dạng này (thấy trong bảng 3.5) trở nên phức tạp hơn nhiều các biểu thức đã trình bày ở trên.

Phải nhớ là các phương trình (11-9) và (11-10) chỉ cho các lời giải gần đúng vì khi thiết lập đã bỏ qua lượng rò rỉ qua dải chắn. Khi lượng rò rỉ qua dải chắn là q_l, một phần của q, thì lượng chất rửa lũa thực được mương tiêu thu gom là $(q - q_l)L$. Các phương pháp kết hợp lượng rò rỉ qua dải chắn và dòng thấm trong lớp tiêu thoát có trong các tài liệu tham khảo (Wong, 1977, Dematracopoulos et al., 1984; Korfiatis và Demetracopoulos, 1986, McEroe và Schroeder, 1988). Wong (1977) đã sớm phát triển một số phương trình có khả năng phân chia lượng chất rửa lũa cho mương tiêu góp và rò rỉ qua dải chắn. Với bãi chứa rác thải theo sơ đồ trong hình 11.6, Wong đưa ra các giả thiết sau đây nhằm đơn giản hoá việc xử lí toán học:

1. Lớp tiêu thoát và hỗn hợp lớp phủ - chất thải ở trên lớp lót có cùng độ dẫn thuỷ lực.

2. Tất cả các lớp có cùng độ ẩm ngoài trời, vì thế lượng ngấm của mưa vào trong chất thải do tiêu thoát trọng lực về đáy của bãi thải.

3. Lượng ngấm của chất rửa lũa tạo ra nguồn cấp nước tức thời trên lớp sét lót, vì thế thể tích bão hoà hình thành có dạng các đoạn thẳng.

4. Thể tích bão hoà ở trên lớp lót duy trì dạng các đoạn thẳng khi diễn ra sự tiêu thoát về phía mương thoát và rò rỉ qua vật chắn.

Trong các giả thiết này, Wong đưa ra các phương trình sau đây để mô tả sự chuyển động của chất rửa lũa:

$$\frac{s}{s_0} = 1 - \left(\frac{t}{t_1}\right) \tag{11-11}$$

$$\frac{h}{h_o} = \left(1 + \frac{d}{h_o \cos\alpha}\right)e^{-K/t_1} - \frac{d}{h_o \cos\alpha}\ ; \qquad 0 \le t \le t_1 \qquad (11\text{-}12)$$

Trong đó: $$t_1 = \frac{s_o}{k_1 \sin\alpha} \qquad (11\text{-}13)$$

$$K = \left(\frac{s_o}{d}\right)\left(\frac{k_2}{k_1}\right)\text{ctg}\alpha \qquad (11\text{-}14)$$

s - chiều dài của thể tích đất bão hoà tại thời gian t (xem hình 11.6);

h - bề dày thể tích bão hoà tại thời gian t;

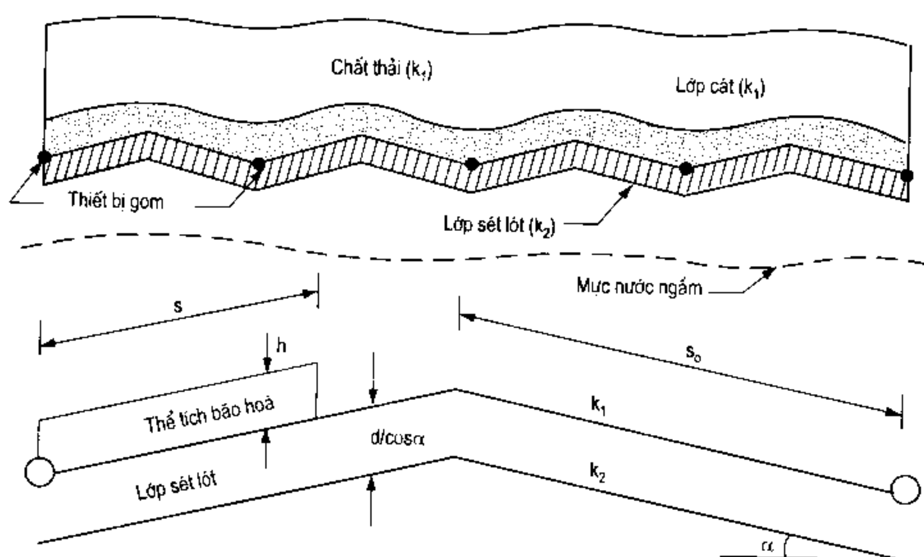
s_o, h_o - kích thước ban đầu của thể tích bão hoà;

k_1 - độ dẫn thuỷ lực của vật liệu ở trên lớp lót;

k_2 - độ dẫn thuỷ lực của lớp sét lót;

α - góc dốc của lớp lót;

d - bề dày lớp lót.

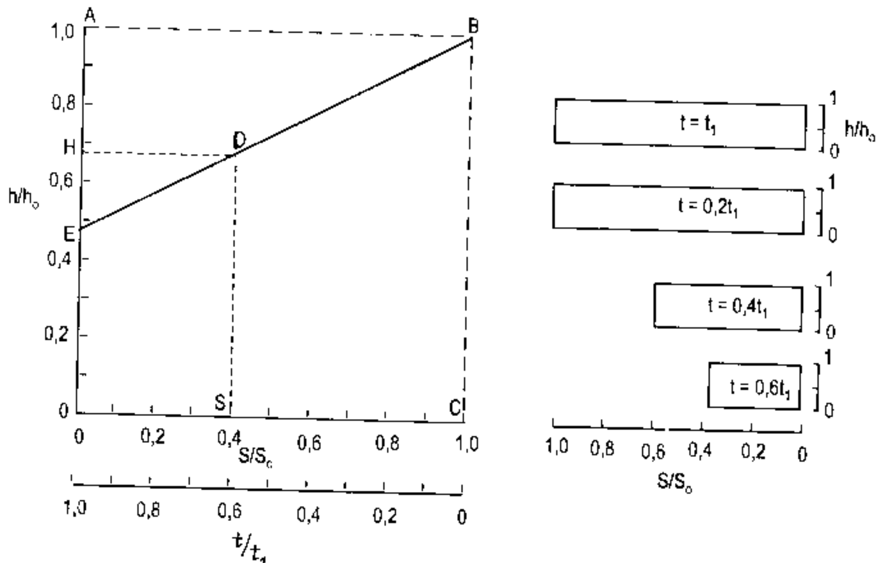


Hình 11.6: *Sơ đồ mô hình bãi chứa rác thải cho thấy các thông số thích ứng hệ thu gom chất rửa lũa (Wong, 1977)*

Ghi nhớ là các phương trình được áp dụng miễn là s/s_o và h/h_o là các giá trị dương và thời gian được đo ngay khi thể tích bão hoà xuất hiện trên lớp lót.

Lời giải được biểu hiện trong các phương trình (11-11) và (11-12) được thấy trong hình 11.7. Thông tin thấy trong hình 11.7 có thể được dùng để phân chia thể tích rửa lũa như sau. Tại thời gian t bất kì, thể tích duy trì bão hoà là $V = sh.\cos\alpha \approx sh$, là vì $\cos\alpha \approx 1{,}0$. Do vậy, tốc độ biến đổi thể tích là:

$$\frac{dV}{dt} = h\frac{ds}{dt} + s\frac{dh}{dt} \qquad (11\text{-}15)$$



Hình 11.7: *Lời giải cho bài toán kết hợp rò rỉ qua vật chất và thu gom chất rửa lũa: a) h/h_o là hàm số của t/t_1 và s/s_o; b) Sơ đồ cho thấy các kích thước vật lí của thể tích bão hoà trên lớp lót tại các thời gian khác nhau (theo Wong, 1977)*

Số hạng thứ nhất vế bên phải phương trình (11.15) biểu thị tốc độ mà chất rửa lũa tiêu thoát về ống thu gom và số hạng thứ hai biểu thị tốc độ mà thể tích bão hoà giảm do rò rỉ qua lớp lót. Tích phân hai số hạng này riêng rẽ và tiêu chuẩn hoá đối với thể tích bão hoà ban đầu V_o (= $s_o h_o$):

$$\frac{V_1}{V_o} = \int \frac{h}{h_o} d\left(\frac{s}{s_o}\right) \qquad (11\text{-}16)$$

và

$$\frac{V_2}{V_o} = \int \frac{s}{s_o} d\left(\frac{h}{h_o}\right) \qquad (11\text{-}17)$$

Trong đó: V_1 - thể tích tiêu thoát bởi hệ thu gom;

V_2 - thể tích rò rỉ qua lớp lót.

Các phương trình (11-6) và (11-17) biểu thị là diện tích SDBC trong hình 11.7 thể hiện V_1/V_o, phần của thể tích bão hoà ban đầu được tiêu thoát xa khỏi hệ thống thu gom chất rửa lũa, trong khi diện tích ABDH thể hiện V_2/V_o, phần thể tích bão hòa ban đầu rò rỉ qua lớp lót. Vì thế, hình 11. 7 dùng như là lời giải bằng đồ thị cho sự phân chia thể tích bão hoà ban đầu tại thời gian t = $0{,}6t_1$ (điểm S). Diện tích OHDS biểu thị phần thể tích bão hoà ban đầu còn giữ lại trên lớp lót. V_1/V_o thường biểu thị là hiệu suất thu gom của mương tiêu. Do vậy, ở gần điểm E hơn điểm A thì hiệu suất thu gom sẽ lớn hơn.

Trong thực tế, E sẽ không bao giờ trùng với A do rò rỉ qua lớp lót. Tuy nhiên, theo quan điểm thiết kế, các thông số liên quan trong phương trình (11-12) phải được chọn sao cho E càng gần A càng tốt. Mặc dù mô hình Wong có nhiều giả thiết, hiện nay nó là một trong các mô hình thông dụng có khả năng phân chia chất rửa lũa. Wong (1977) và Kmet et al. (1981) đã đánh giá chi tiết mô hình và các ảnh hưởng của các thông số thiết kế khác nhau đến khả năng phân chia.

11.5. DÒNG THẤM VÀ VẬN CHUYỂN QUA CÁC DẢI CHẮN

Như đã đề cập trước, sự phân chia chất rửa lũa thành lượng rò rỉ qua dải chắn và hệ thu gom là một bài toán đơn giản. Tuy nhiên thông thường tách việc thiết kế hệ thu gom chất rửa lũa ra khỏi thiết kế dải chắn. Khi thiết kế dải chắn, để đơn giản hoá bài toán thấm giả thiết cột nước của đới chất rửa lũa dâng cao là hằng số. Đối với việc đánh giá thận trọng lượng rò rỉ qua vật chắn, đới dâng chất rửa lũa có thể giả thiết ở tại cao trình cao nhất, bởi vì việc đánh giá lượng rò rỉ sẽ cao hơn trong giả thiết này.

Khi xem xét việc rò rỉ qua dải chắn, quan trọng là giữ trong ý thức cả chất lượng lẫn lượng rò rỉ khống chế hệ chứa chất thải lên đất và các nguồn nước ngầm xung quanh. Vì thế, rò rỉ lớn của nước tương đối sạch, có thể thích hợp hơn lượng rò rỉ nhỏ nước bị ô nhiễm cao. Các quy tắc đầu tiên của các hệ chứa chất thải dựa trên sự cố định lượng nước qua dải chắn, tốc độ rò rỉ không được vượt quá 1,65 in/năm, độ dẫn thuỷ lực của vật chắn không vượt quá 1×10^{-7} cm/s. Với các điều kiện như thế, tiêu chuẩn dựa trên định lượng này định giá sự vận chuyển bình lưu của các chất ô nhiễm qua dải chắn mà ít lưu ý đến các ảnh hưởng của cơ cấu phân tán. Các tiêu chuẩn gần đây nhất cho sự vận hành của các hệ chứa chất thải xem xét tất cả cơ cấu vận chuyển khối. Vì thế tiêu chuẩn vận hành cho các hệ chứa chất thải có thể được nghiên cứu dưới hai loại sau:

1. Tiêu chuẩn dựa trên định lượng - nó giới hạn tổng lượng rò rỉ qua dải chắn, có lẽ bằng cách cố định độ dẫn thuỷ lực và bề dày của lớp chắn.

2. Tiêu chuẩn dựa trên định tính - nó giới hạn các nồng độ chất rửa lũa đi ra hay chảy ra trong thời gian làm việc theo thiết kế của hệ.

Chúng ta sẽ xem xét hai tiêu chuẩn này bằng cách tách riêng dòng thấm và hiện tượng vận chuyển qua các dải chắn.

11.5.1. Dòng thấm qua vật chắn

Với hình dáng đơn giản của lớp đất chắn nằm trên lớp đất nền (hình 11.8). Có thể dùng định luật Darcy để tính lưu lượng thấm. Vận tốc lỗ rỗng qua dải chắn V_a sẽ cực đại trong điều kiện bão hoà hoàn toàn, do vậy:

$$V_a = \frac{k_s i}{n} \quad (11\text{-}18)$$

Trong đó: k_s - độ dẫn thuỷ lực bão hoà của dải chắn [L/T];

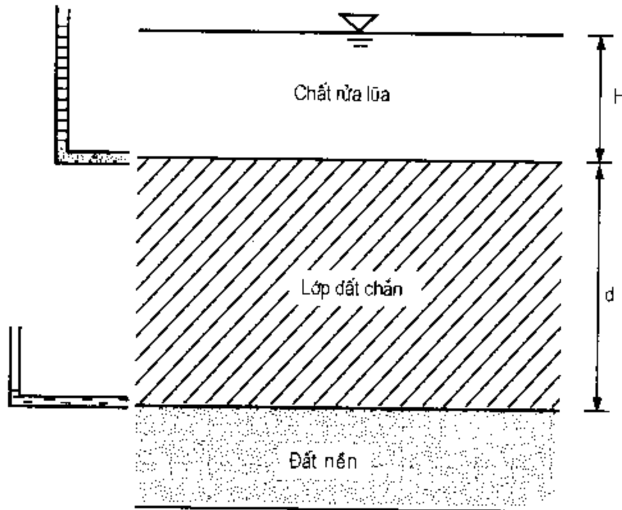
i - gradien thuỷ lực (không thứ nguyên);

n - độ rỗng của dải chắn (không thứ nguyên).

Do vậy, thời gian chuyển qua dải chắn t có thể tính theo:

$$t = \frac{d}{V_a} = \frac{dn}{k_s i} \quad (11\text{-}19)$$

Trong đó: d - bề dày vật chắn.



Hình 11.8: *Sơ đồ lớp đất chắn nằm trên lớp đất nền*

Theo quan điểm thiết kế, nếu thời gian chuyển t được ấn định thì chiều dày yêu cầu của dải chắn là:

$$d = \frac{k_s it}{n} \quad (11\text{-}20)$$

Phải thận trọng khi tiến hành nhận biết gradien i. Khi cột nước áp lực tại đỉnh lớp lót có thể để xác định thì điều kiện tại đáy lớp lót có thể thay đổi. Thường giả thiết cột nước áp lực bằng không tại đáy lớp lót. Trong các điều kiện này, gradien thuỷ lực bằng:

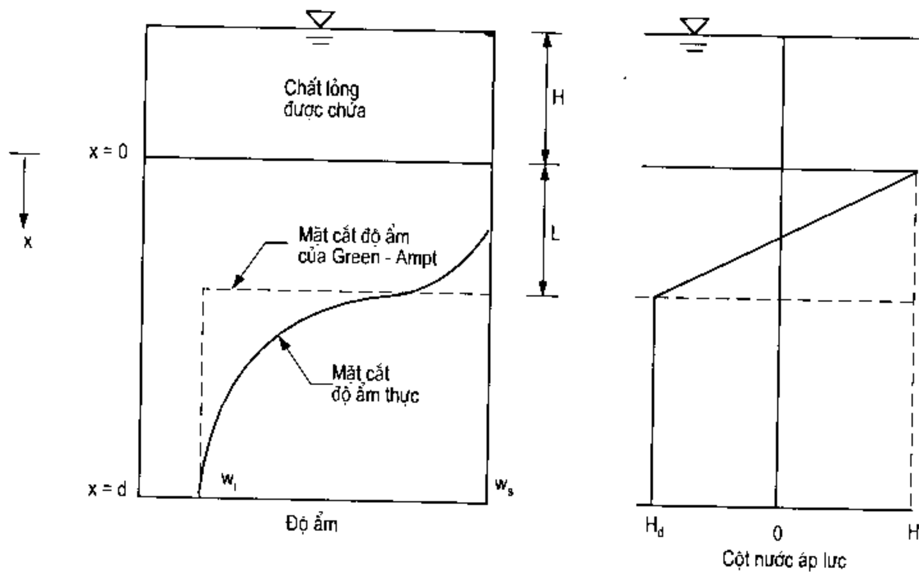
$$i = \frac{H + d}{d} \quad (11\text{-}21)$$

Trong đó: H - chiều cao đới dâng trên lớp chắn [L].

Các biểu thức mở rộng cho t và d trở thành:

$$t = \frac{dn}{k_s}\left(\frac{d}{H + d}\right) \quad (11\text{-}22)$$

$$d = 0,5\left\{\left(\frac{k_s t}{n}\right) + \left[\left(\frac{k_s t}{n}\right)^2 + \left(\frac{4k_s tH}{n}\right)\right]^{0,5}\right\} \quad (11\text{-}23)$$



Hình 11.9: Đại diện của mặt cắt ẩm trong lớp chắn khi dùng mô hình fron làm ướt của Green - Ampt

Các phương trình trên có giá trị cho các dải chắn trong điều kiện hoàn toàn bão hoà. Mặc dù có thể thận trọng từ tương lai thiết kế theo giả thiết dải chắn hoàn toàn bão hoà, đôi khi cần đánh giá thời gian chuyển tiếp qua dải chắn không bão hoà ban đầu. Mô hình front ướt của Green - Ampt thích hợp cho mục đích này. Đó là mô hình hiện tượng dựa trên khái niệm front làm ướt nhọn, có hình dạng giống sóng hình vuông di chuyển xuống qua đất không bão hoà (hình 11.9). Ở trên front ướt, đất được giả thiết bão hoà hoàn toàn; và phía dưới nó độ ẩm được giả thiết tại mức ban đầu của nó. Năng lượng cần cho sự chuyển động của fron làm ướt được độ hút ẩm bên dưới front cung cấp. Lưu lượng dòng thấm cho mỗi diện tích đơn vị của lớp chắn q có thể tính theo định luật Darcy và nguyên lí bảo toàn khối:

$$q = k_u\left[\frac{(H + L + H_d)}{L}\right] \tag{11-24}$$

$$= (w_s - w_i)\frac{dL}{dt} \tag{11-25}$$

Trong đó: k_u - độ dẫn thuỷ lực không bão hoà tại front làm ướt (L/T);

L - vị trí của front làm ướt (L);

H_d - cột nước hút dính mao dẫn ở dưới front làm ướt;

w_s - độ ẩm bão hoà của đất chắn (không thứ nguyên);

w_i - độ ẩm ban đầu của đất chắn;

t - thời gian (T).

Kết hợp các phương trình (11-24) và (11-25) và tích phân bởi các phần ở trên L = 0 đến d, thời gian chuyển t có thể tính theo:

$$t = \left(\frac{w_s - w_i}{k_u}\right)\left[d - (H + H_d)\ln\left(1 + \frac{d}{H + H_d}\right)\right] \quad (11\text{-}26)$$

Cần phải ghi nhớ là phương pháp trên là sự lí tưởng hoá đơn giản dòng không bão hoà và chỉ coi là gần đúng. Sự đánh giá chính xác hơn thời gian chuyển qua lớp chắn chỉ có thể bằng lời giải số của các phương trình dòng thấm không bão hoà đã trình bày trong chương 3.

11.5.2. Vận chuyển khối qua các dải chắn

Như đã đề cập trong chương 4, vận chuyển khối qua đất bị khống chế chủ yếu bởi hai quá trình đối lưu và phân tán. Thành phần đối lưu bị khống chế bởi tốc độ dòng thấm đã thảo luận trong mục trước. Nếu chỉ có đối lưu khống chế quá trình vận chuyển, dòng rửa lũa f có thể tính theo:

$$f = VC_o \quad (11\text{-}27)$$

Trong đó: f - dòng rửa lũa (M/L^2T);

V - vận tốc ngấm (L/T);

C_o - nồng độ nguồn (M/L^3) tại đỉnh lớp chắn, được giả thiết là hằng số.

Lấy vị trí tận cùng khác mà chỉ có quá trình phân tán khống chế dòng rửa lũa thì có thể nhận f theo định luật Fick thứ nhất:

$$f = -nD\frac{\partial C}{\partial L} = nD\frac{C_o}{d} \quad (11\text{-}28)$$

Trong đó: D - hệ số phân tán (L^2/T), được tính cho cả khuếch tán phân tử và phân tán thuỷ động và $\frac{\partial C}{\partial L}$ là gradien nồng độ được giả thiết là ổn định dưới nồng độ không đổi C_o tại đỉnh và nồng độ bằng không tại đáy lớp chắn.

Cần phải ghi nhớ là các nồng độ tại các biên có thể như thế mà gradien nồng độ không bao giờ tồn tại. Ví dụ, trong các trường hợp nơi đáy của lớp chắn không được xối bằng nước sạch, các nồng độ ra sẽ tiếp tục tăng lên cho tới khi chúng đạt nồng độ vào là C_o. Ở ngoài giai đoạn này, gradien nồng độ (và hậu quả là quá trình phân tán) ngừng biểu hiện trong lớp lót. Ngoài ra, có thể không thích hợp để giả thiết là nồng độ đi vào C_o là hằng số, vì khối ô nhiễm là vô tận và nguồn được nghiên cứu như là chất rửa lũa đi ra khỏi lớp chắn. Ngay cả nếu các điều kiện biên tại chỗ vào và chỗ ra của lớp chắn là phù hợp cho gradien nồng độ ổn định, một giai đoạn thời gian đáng quan tâm trôi qua trước khi xảy ra các điều kiện trạng thái ổn định như thế.

Để tính cho sự vận chuyển phụ thuộc thời gian của các chất ô nhiễm qua lớp chắn, ta có thể dùng định luật Fick thứ hai. Theo định luật này:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \qquad (11\text{-}29)$$

Trong đó: D - hệ số phân tán, tính cho cả khuếch tán phân tử và phân tán thuỷ động.

Lời giải của phương trình (11-29) đã được đề cập trong chương 4 biểu thị ở dạng:

$$\frac{C}{C_o} = \text{erfc}\left(\frac{x}{2\sqrt{Dt}}\right) \qquad (11\text{-}30)$$

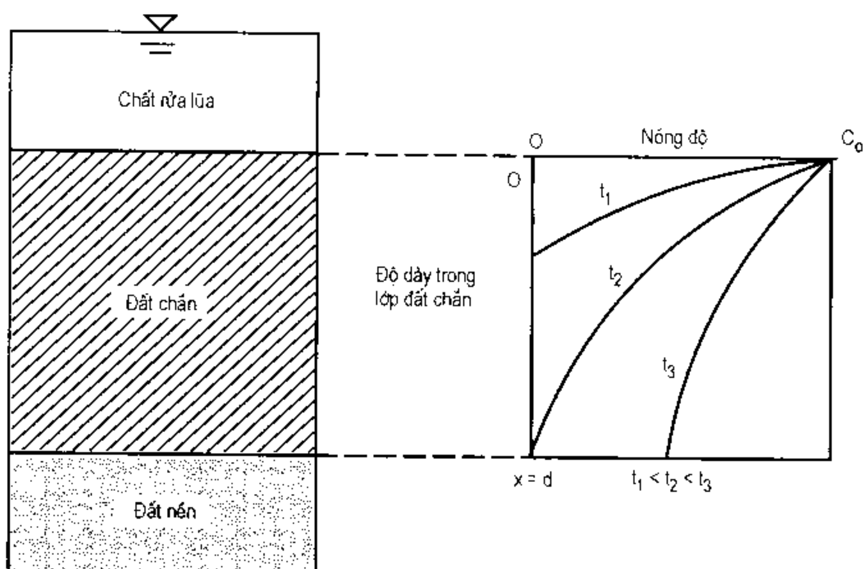
Lời giải này được thấy ở dạng đồ thị trong hình 11.10. Trong các điều kiện phân tán thuần chủng, phương trình (11-30) có thể dùng để nhận được thời gian, cần để nồng độ tại chỗ ra khỏi lớp chắn đạt một giá trị định trước.

Khi trong mô hình vận chuyển khối xem xét cả đối lưu và phân tán thì có thể dùng các lời giải thích hợp đã đề cập trong chương 4 đối với phương trình đối lưu - phân tán. Lời giải dùng phổ biến là của Ogata và Banks (1961), cho các nồng độ C là hàm số của thời gian t và độ sâu x bên dưới bề mặt lớp chắn, khi giả thiết là sâu vô tận và chịu các điều kiện ban đầu và điều kiện biên sau đây:

$$C(x, 0) = 0; \qquad x > 0 \qquad (11\text{-}31a)$$

$$C(0, t) = C_o; \qquad t \geq 0 \qquad (11\text{-}31b)$$

$$C(\infty, t) = 0; \qquad t \geq 0 \qquad (11\text{-}31c)$$



Hình 11.10: *Đồ thị của nồng độ chất rửa lũa tại các thời gian khác nhau trong lớp đất chắn*

Khi không có phân huỷ, lời giải cho phương trình đối lưu - phân tán thì giống như phương trình (4-70), và được viết lại ở dạng:

$$C(x, t) = \frac{C_o}{2}\left[\text{erfc}\left(\frac{Rx - V_x t}{2\sqrt{RD_x t}}\right) + \exp\left(\frac{V_x x}{D_x}\right)\left\{\frac{Rx + V_x t}{2\sqrt{RD_x t}}\right\}\right] \quad (4\text{-}70)$$

Lời giải này thường được biểu thị theo các biến không thứ nguyên như sau:

$$C(x, t) = \frac{C_o}{2}\left[\text{erfc}\left(\frac{1 - T}{2\sqrt{T/P}}\right) + \exp(P)\left(\frac{1 + T}{2\sqrt{T/P}}\right)\right] \quad (11\text{-}32)$$

Trong đó: $T = \frac{V_x t}{Rx} = \frac{V_x t}{Rd}\Big|_{\text{tại } x = d}$ (11-33)

và $P = \frac{V_x x}{D_x} = \frac{V_x d}{D_x}\Big|_{\text{tại } x = d}$ (11-34)

T biểu thị thể tích lỗ rỗng hiệu quả của dòng thấm và P là số Peclet được xác định theo bề dày lớp chắn d.

Một khi đã biết các nồng độ C(x, t) tại chỗ ra của lớp chắn, dòng tổng f có thể nhận bằng cách cộng các thành phần đối lưu và phân tán. Shackelford (1990) biểu thị dòng tổng ở dạng không thứ nguyên bằng cách dùng số dòng không thứ nguyên F_N như sau:

$$F_N = \frac{fd}{nC_oD_x} = \frac{1}{2}(PQ_1 + Q_2) \quad (11\text{-}35)$$

Trong đó:

$$Q_1 = \text{erfc}\left(\frac{1 - T}{2\sqrt{T/P}}\right) \quad (11\text{-}36a)$$

$$Q_2 = \frac{2\exp\left\{-\left[(1 - T)/2\sqrt{T/P}\right]^2\right\}}{\sqrt{\pi T/P}} \quad (11\text{-}36b)$$

Để hỗ trợ trong quá trình thiết kế, các phương trình (11-32) và (11-35) được chuyển sang dạng đồ thị (Shackelford, 1990). Khi dùng các đồ thị này, C(x, t) và F_N có thể nhận các giá trị xác định của T và P. Shackelford (1990) đề nghị một phương pháp lặp khi dùng các lời giải này để nhận một bề dày thiết kế của lớp chắn. Phương pháp này bao gồm các bước sau:

1. Giả thiết bề dày lớp lót d.

2. Tính P theo phương trình (11-34).

3. Xác định T cho một giá trị xác định của C/C_o hoặc f theo phương trình (11-32) hoặc (11-35).

4. Dùng phương trình (11-33) để xác định thời gian đi qua t.

5. Lặp lại các bước 1 - 4 cho đến khi t lớn hơn hay bằng thời gian tồn tại theo thiết kế của hệ chứa chất thải.

Các phương trình ở trên có giá trị cho các điều kiện ban đầu và điều kiện biên đơn giản hoá được thể hiện trong phương trình (11-31). Điều kiện biên $C = C_o$ tại chỗ vào là không chính xác là vì nó biểu hiện sự mất liên tục tại mặt phân cách chất lỏng - đất và vi phạm nguyên lí bảo toàn khối. Các lời giải cho các điều kiện biên thực tế hơn là của Van Genuchten và Alves (1982). Tuy nhiên, các lời giải đã cho ở trên tương đối chính xác với sự khác nhau chỉ lên tới 5% khi so sánh với các lời giải chính xác hơn (Gershon và Nir, 1969).

Booker và Rowe (1987) đã xem xét ảnh hưởng của bản chất có hạn của nguồn ô nhiễm đến sự vận chuyển khối qua lớp chắn. Trái ngược với điều kiện biên thể hiện trong phương trình (11-31b), chúng được giả thiết là khối có hạn của chất ô nhiễm bên trong bãi chứa rác thải có thể biểu thị theo chiều cao tương đương của chất rửa lũa H_f. Lời giải giải tích của Booker và Rowe (1987) cho sự vận chuyển chất ô nhiễm trong trầm tích sâu vô hạn khi nồng độ nguồn biến đổi theo thời gian như sau:

$$C(x,t) = \frac{C_o \exp(ab - b^2 t)}{(b - c)}\left[bf(b,t) - cf(c,t)\right] \tag{11-37}$$

Trong đó:

$$f(b,t) = \exp(ab + b^2 t)\operatorname{erfc}\left(\frac{a}{2\sqrt{t}} + b\sqrt{t}\right) \tag{11-38}$$

$$f(c,t) = \exp(ac + c^2 t)\operatorname{erfc}\left(\frac{a}{2\sqrt{t}} + c\sqrt{t}\right) \tag{11-39}$$

$$a = x\left(\frac{n + \rho_b K_d}{nD_x}\right)^{1/2} \tag{11-40}$$

$$b = V_x\left[\frac{n}{D_x(n + \rho_b K_d)}\right]^{1/2} \tag{11-41}$$

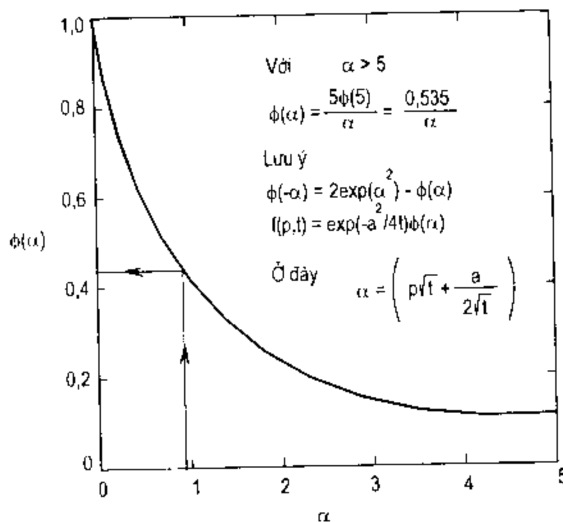
$$c = \frac{nD_x}{H_f}\left[\frac{n + \rho_b K_d}{nD_x}\right]^{1/2} - b \tag{11-42}$$

Trong đó: ρ_b và K_d là mật độ khối khô và hệ số phân bố tương ứng. Hàm f(p, t) (cho p = b hay p = c), có thể đơn giản hoá thành:

$$f(p,t) = \exp\left(\frac{-a^2}{4t}\right)\phi(\alpha) \tag{11-43}$$

Trong đó: $\alpha = (p\sqrt{t} + a/2\sqrt{t})$ và hàm $\phi(\alpha)$ được cho trong hình 11.11.

Cần nhớ là đối với một số vận dụng đại số, có thể thấy là phương trình (11-37) biến đổi thành phương trình (4-70) cho $H_f \rightarrow \alpha$ (tức là c = –b).



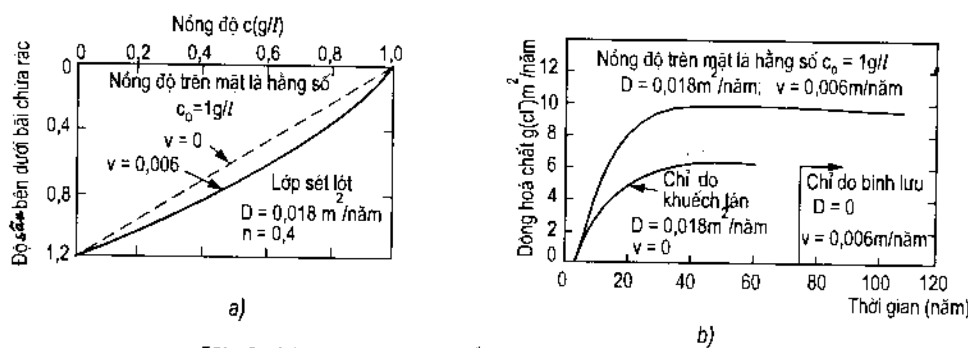
Hình 11.11: *$\phi(\alpha)$ là hàm của α trong lời giải của Booker và Rowe*

11.5.3. Tầm quan trọng tương đối của bình lưu và phân tán

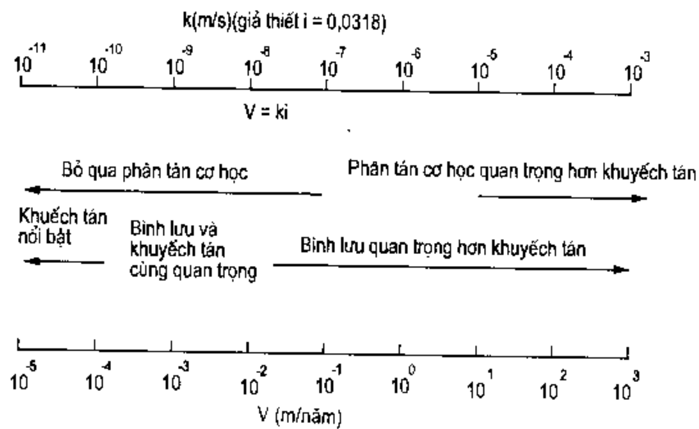
Khi xem xét bản chất thấm của các vật liệu lớp chặn, điều hấp dẫn là bỏ qua quá trình bình lưu và giả thiết chỉ có quá trình phân tán khống chế sự vận chuyển chất rửa lũa. Tuy nhiên, một số nghiên cứu mô tả là sự bỏ qua bình lưu có thể dẫn đến các loại sai số và các đánh giá không thận trọng dòng rửa lũa cho các trường hợp bãi chứa rác thải điển hình (Rowe, 1987, Shackelford, 1988). Hình 11.12 là ví dụ cho thấy mặt cắt nồng độ và dòng hoá chất qua lớp sét lót dày 1 - 2m và không có thành phần bình lưu của sự vận chuyển khối. Vận tốc trung bình (0,006 m/năm) được xem xét trong nghiên cứu này là đại diện cho các lớp sét lót với độ dẫn thuỷ lực nhỏ hơn 1×10^{-7} cm/s và chịu gradien thuỷ lực nhỏ hơn 0,2. Trong hình thấy là không chỉ các nồng độ trong lớp lót lớn hơn khi có xem xét hiện tượng bình lưu mà gradien nồng độ (chúng khống chế các dòng rửa lũa) tại đáy, lớp lót cũng lớn hơn. Nói chung, khi vận tốc thấm tăng lên với tất cả các yếu tố khác giữ không đổi thì nồng độ trong lớp lót cũng như các dòng rời lớp lót tăng lên. Với cùng các điều kiện, hình 11.12b mô tả các dòng phụ thuộc thời gian rời lớp lót trong điều kiện bình lưu, phân tán thuần chủng, bình lưu và phân tán được kết hợp. Nếu chỉ riêng hiện tượng bình lưu thì sẽ tạo dòng rời lớp lót là 75 năm (cùng thời gian khi cần để front thấm đạt tới đáy dưới điều kiện nút dòng thấm). Sự đánh giá này thì tương đối lớn hơn giá trị mà các điều kiện phân tán đề nghị. Xem xét cả bình lưu lẫn phân tán cho một dòng cơ bản là cao hơn, với dòng đỉnh lớn hơn 55% giá trị nhận được trong điều kiện bình lưu hay phân tán đơn thuần.

Các tính toán như thấy trong hình 11.12 có giá trị khi xem xét ý nghĩa tương đối của bình lưu và phân tán trong các đánh giá thời gian đi qua và dòng đi ra. Sử dụng các tính toán như thế Rowe (1987) nhận được phạm vi các vận tốc mà hiện tượng bình lưu hay phân tán có thể khống chế độ lớn của dòng đi ra cho lớp sét lót dày 1 - 2m như thấy ở hình 11.13. Các kết quả thấy ở hình 4.2 được dùng để đánh giá ưu thế tương đối của khuếch tán phân tử và phân

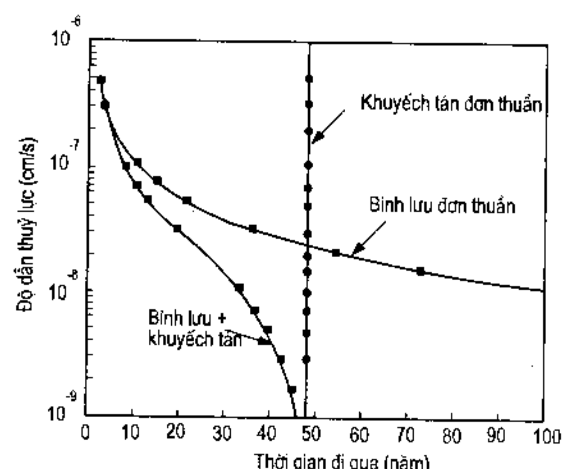
tán cơ học trên phạm vi của vận tốc thấm. Shackelford (1988) đã dùng các tính toán tương tự cho thấy tầm quan trọng tương đối của các cơ cấu vận chuyển trong khi đánh giá thời gian đi qua (hình 11.14). Trong nghiên cứu này, chứng minh rõ ràng là hiện tượng khuếch tán rút ngắn thời gian đi qua ngay cả cho các độ dẫn thuỷ lực vào khoảng 10^{-7} cm/s. Nó trở thành quá trình vận chuyển chủ yếu tại các độ dẫn thuỷ lực nhỏ hơn 2×10^{-8} cm/s.



Hình 11.12: *Vận chuyển khối qua các lớp sét lót*
a) Mặt cắt nồng độ ở trạng thái ổn định trong lớp sét lót dày 1 - 2m;
b) Các dòng rửa lũa phụ thuộc thời gian tồn tại lớp lót (theo Rowe, 1987)

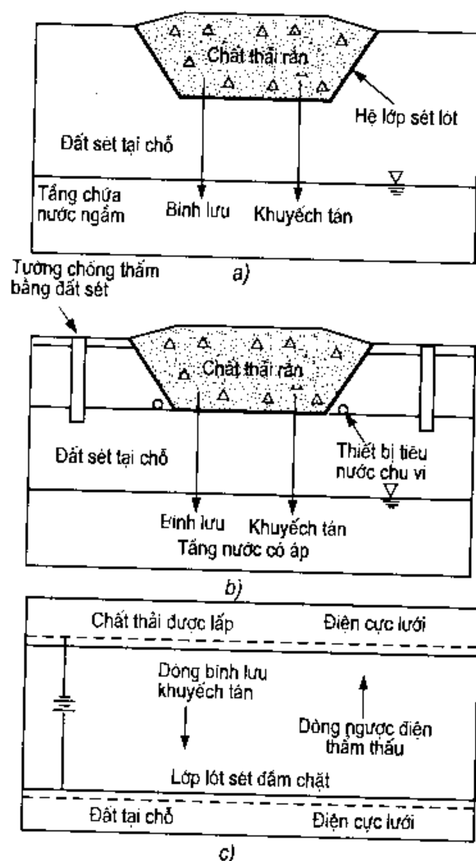


Hình 11.13:
Phạm vi vận tốc Darcy mà các hiện tượng khuếch tán, phân tán cơ học và bình lưu khống chế độ lớn của dòng đi ra (Rowe, 1987)



Hình 11.14: *Thời gian chuyển qua tương ứng $C/C_0 = 0,5$ như là một hàm của độ dẫn thuỷ lực cho lớp sét lót giả thuyết dày 3ft với độ rỗng trung bình là 0,50 và chịu gradien thuỷ lực là 1,33. Giả thiết hệ số khuếch tán là 6×10^{-6} cm^2/s (theo Shackelford, 1988)*

Cần phải ghi nhớ là sự vận chuyển khối xảy ra do bình lưu và phân tán có thể không luôn luôn cùng hướng. Hình 11.15 cho thấy ba kịch bản vận chuyển, nó biện hộ cho sự xem xét khi đánh giá thời gian chuyển qua và các dòng đi ra. Hình 11.15a cho thấy điều kiện ở nơi hiện tượng bình lưu và khuếch tán theo cùng hướng và đề cập ở trên có giá trị. Hình 11.15b mô tả kịch bản hợp lí hơn, ở nơi địa chất thuỷ văn tại hệ chứa có dòng thấm được hướng vào trong chất thải. Một ví dụ là sự thay thế hệ chứa bên dưới mực nước ngầm và khống chế dòng thấm vào trong chất thải khi dùng hệ thu gom chất rửa lũa ở bên trong. Quá trình bình lưu trong trường hợp này đối kháng dòng phân tán ra ngoài của các chất ô nhiễm. Sự đảo ngược gradien cũng có thể đạt được khi áp dụng gradien điện liên tục hay thời kì ngang qua lớp chắn (hình 11.15c). Dòng ngược điện thẩm tạo ra để chống lại dòng do bình lưu và phân tán. Sự đảo ngược gradien thường được quan sát như các phương pháp hấp dẫn trong quan hệ với các khe nứt và lỗ rỗng trong các lớp chắn chúng có thể tham gia vào dòng ngược và ngăn chặn sự rò rỉ ra ngoài. Sự đánh giá thời gian chuyển qua và độ lớn dòng đi ra trong các trường hợp này đòi hỏi một sự xử lí tốt về cơ cấu gây ra sự đảo ngược gradien.



Hình 11.15: Các kịch bản vận chuyển liên quan các hướng bình lưu và khuếch tán

11.6. ỔN ĐỊNH CỦA CÁC HỆ CHỨA CHẤT THẢI

Ngoài việc làm giảm tối thiểu dòng chất rửa lũa vào trong đất và nước ngầm ở xung quanh, hệ chứa chất thải cần phải duy trì kết cấu của toàn bộ hệ chứa hay từng thành phần riêng biệt khống chế chức năng cơ cấu chứa chất thải của nó. Ví dụ, độ lún quá lớn của vật liệu thải có thể phá vỡ lớp phủ ở nắp hệ. Độ lún của đất nền có thể làm hư hỏng hệ thu gom chất rửa lũa và lớp lót đáy và khiến cho chất rửa lũa tự do thoát khỏi hệ. Tương tự, sự phá hoại mái dốc công trình cục bộ hay hệ thống sẽ đưa đến các thảm hoạ.

Cần phải ghi nhớ là điều kiện thuận lợi cho độ dẫn thuỷ lực thấp có thể không nhất thiết thuận lợi theo quan điểm ổn định. Ví dụ, các thông số đầm chặt dẫn tới độ dẫn thuỷ lực thấp của đất sét đầm chặt có thể không thuận lợi cho độ bền cao ở giữa các mặt đất

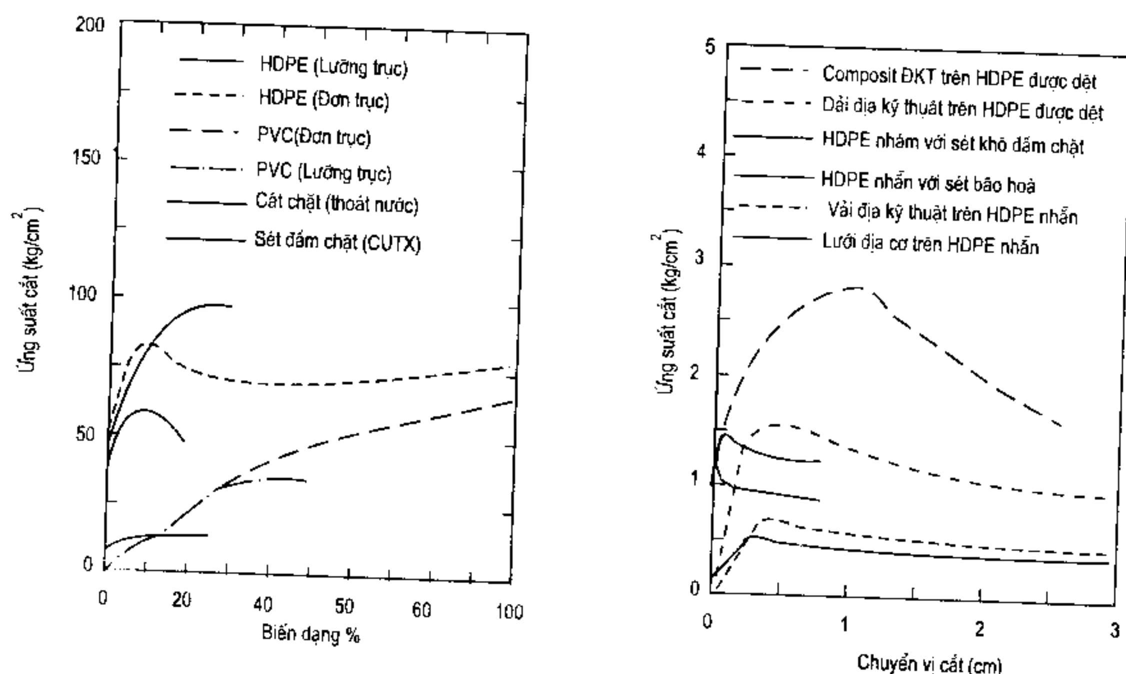
sét và màng địa kĩ thuật (Seed và Boulanger, 1991, Stark và Poeppel, 1994). Vì thế trong giai đoạn thiết kế hệ chứa chất thải, cả dòng thấm và sự ổn định là cùng quan trọng và phải chọn các thông số xây dựng được hai quan điểm chấp nhận.

Các phân tích ổn định cho hệ chứa chất thải bị phức tạp chủ yếu do các lí do sau đây:

1. Các tính chất của chất thải biến đổi theo không gian và thời gian. Để nhận được các mẫu đại diện và biện pháp tiến hành các thí nghiệm địa kĩ thuật để xác định các tính chất của chúng thì khó khăn. Một số nghiên cứu thường dùng trong kĩ thuật địa kĩ thuật có thể không thích hợp cho vật liệu thải (Mitchell et al., 1995).

2. Một hệ chứa chất thải đã cho có thể chứa các thành phần tạo bởi một số vật liệu khác, chúng thay đổi nhiều về các tính chất ứng suất - biến dạng như thấy trong hình 11.16. Các khác nhau về các tính chất này làm phức tạp bài toán tại mặt phân cách giữa các thành phần khác nhau. Sự biến dạng yêu cầu huy động độ bền cực đại của các vật liệu riêng biệt có thể quan trọng khác nhau.

3. Các kiểu phá hoại còn chưa được xác lập. Ví dụ, sự phá hoại mái dốc cho hệ chứa chất thải có thể không theo kiểu cung tròn thường dùng trong địa kĩ thuật.



Hình 11.16: *Các tính chất ứng suất - biến dạng thay đổi khác nhau của các thành phần vật liệu trong hệ chứa chất thải (Mitchell et al, 1995)*

Do các phức tạp này, việc phân tích ổn định cho các công trình chứa chất thải còn chưa được xác lập hoàn chỉnh. Các nỗ lực ban đầu liên quan sự nội suy các phân tích đang tồn tại có khả năng cho đất trong địa kĩ thuật. Ba vấn đề tranh cãi sự ổn định là quan trọng trong trường hợp các hệ chứa chất thải là:

1. Các phá hoại cục bộ và hệ thống của mái dốc

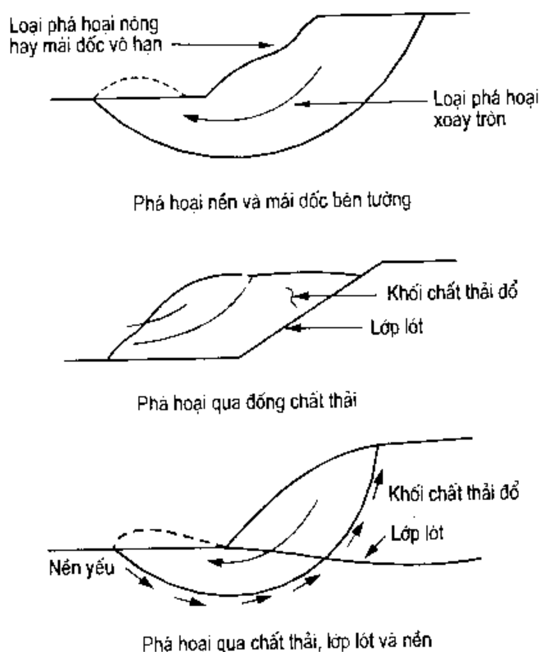
2. Sự ổn định của các mặt phân cách giữa các thành phần khác nhau chủ yếu của vải địa kĩ thuật/màng địa kĩ thuật và đất.

3. Độ lún tổng và chênh lệch của hệ.

Việc thảo luận vấn đề tranh cãi này được trình bày trong các mục sau đây:

11.6.1. Ổn định mái dốc

Sự phá hoại mái dốc trong các hệ chứa chất thải có thể ở ba dạng như thấy trong hình 11.17. Các phá hoại có thể xảy ra ở bên trong vật liệu thải hay cắt qua đất nền hoặc các mặt phân cách đất - lớp lót. Dạng phá hoại trong các dạng phá hoại này là không xác định, nhưng thông thường loại phá hoại cung tròn thấy trong hình được xem là dạng có khả năng xảy ra nhất. Với sự lí tưởng hoá này, việc phân tích ổn định sẽ chuyển về bài toán địa kĩ thuật đánh giá ổn định của mái dốc tự nhiên hay khối đắp thông thường.



Hình 11.17: Các dạng phá hoại mái dốc có khả năng trong bãi chứa rác thải (Mitchell et al., 1995)

Các phương pháp truyền thống phân tích ổn định mái dốc đánh giá các ứng suất cắt gây ra phá hoại dọc theo bề mặt giả thiết và so sánh chúng với độ bền chống cắt được huy động. Tỉ số của độ bền chống cắt với ứng suất cắt được coi là hệ số an toàn chống lại phá hoại. Trong phương pháp phân mảnh, thường dùng để đánh giá sự ổn định của mái dốc hữu hạn, khối đất được chia thành một số mảnh và đánh giá các lực trên mỗi mảnh (hình 11.18), ví dụ xem xét mảnh abcd, các lực bao gồm trọng lực của mảnh, các lực pháp tuyến và lực cắt tác động lên mặt phá hoại cd, và các lực pháp và lực cắt tác dụng lên các mặt thẳng đứng ad và bc. Có thể có một lời giải gần đúng khi có các giả định xác định liên quan với các lực trên các mặt thẳng đứng. Giả thiết là các hợp lực P_i và T_i bằng P_{i+1} và T_{i+1}, ta có thể nhận được các lực pháp tuyến và lực cắt trên bề mặt cd như sau:

$$F_n = W_i \cos\alpha \quad (11\text{-}44)$$

và

$$F_t = W_i \sin\alpha \quad (11\text{-}45)$$

Trong đó: W_i - trọng lượng mảnh thứ i.

Bằng lí thuyết Mohr - Coulomb có thể biểu thị sức kháng cắt s cho mỗi diện tích đơn vị trên mảnh cd theo:

$$s = c + \sigma tg\phi \tag{11-46}$$

Trong đó: c - lực dính;

σ - ứng suất pháp trên cd;

ϕ - góc ma sát tại mặt phân cách.

Do vậy, độ bền chống cắt tổng có khả năng trên bề mặt mảnh cd là:

$$s\Delta l = (c + \sigma tg\phi)\Delta l = c\Delta l + W_i \cos\alpha tg\phi \tag{11-47}$$

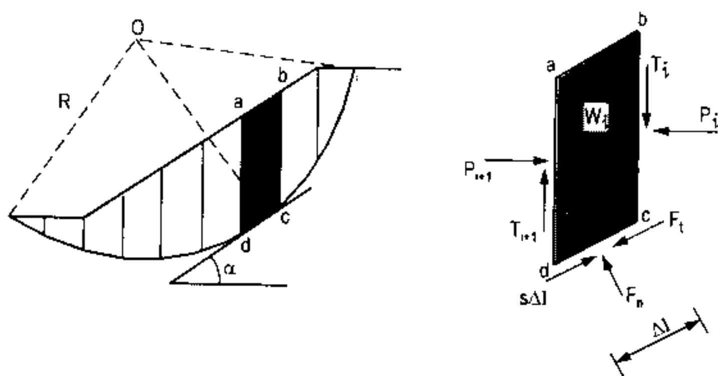
Trong đó: Δl - chiều dài mảnh cd;

F_n từ phương trình (11-44) được thay cho (σΔl).

Hệ số an toàn FS chống lại phá hoại mái dốc có thể biểu thị như là tỉ số của momen quanh điểm O của các ứng suất cắt F_t và mômen quanh điểm O của độ bền chống cắt (sΔl) cho tất cả các mảnh. Vì thế:

$$FS = \frac{\sum Rs\Delta l}{\sum RF_t} = \frac{\sum(C\Delta l + W_i \cos\alpha tg\phi)}{\sum W_i \sin\alpha} \tag{11-48}$$

Sự phân tích trên đây cho cách gần đúng, đơn giản để đánh giá sự ổn định của mái dốc; với các phân tích chính xác hơn, người đọc có thể tham khảo các giáo trình chuẩn về địa kĩ thuật (Terzaghi et al., 1996; Wu, 1976).

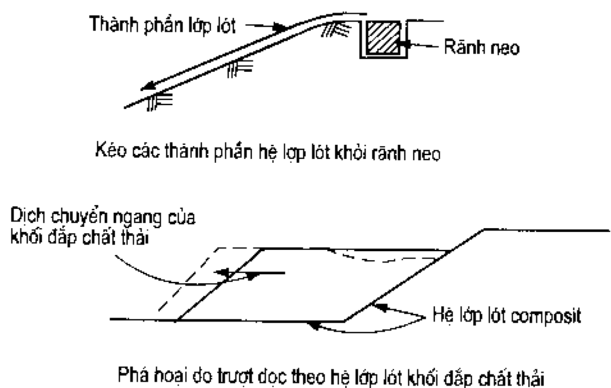


Hình 11.18: Phân tích ổn định mái dốc bằng phương pháp phân mảnh

11.6.2. Ổn định của các mặt phân cách

Sự ổn định của các mặt phân cách là một xem xét chủ yếu cho các hệ có chứa các lớp đất và các vật liệu polyme chẳng hạn như vải địa kĩ thuật hay màng địa kĩ thuật. Nói chung, độ bền mặt phân cách thấp được coi là liên kết yếu trong sự ổn định của các hệ chứa (Mitchell et al., 1995). Như thấy ở trong hình 11.19, phá hoại tại mặt phân cách có

thể xảy ra hoặc là do lực kéo phân tử vải ra khỏi rãnh neo hoặc trượt ra ngoài của chất thải và các vật liệu phủ khỏi công trình.



Hình 11.19: *Các kiểu phá hoại mặt phân cách có khả năng xảy ra (Mitchell et al., 1995)*

Khi là trường hợp đơn giản, coi lớp đất phủ dựa trên vải polyme (hình 11.20). Hệ số an toàn FS chống trượt của lớp đất phủ trên vải được tính theo tỉ số lực chống trượt với lực gây trượt:

$$FS = \frac{Ntg\delta}{W\sin\theta} = \frac{W\cos\theta tg\delta}{W\sin\theta} = \frac{tg\delta}{tg\theta} \quad (11\text{-}49)$$

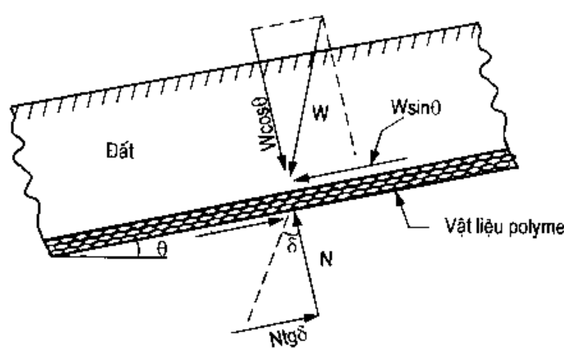
Trong đó:

W - trọng lượng đất;

N - lực tác động pháp tuyến với mặt phẳng trượt;

θ - góc nghiêng của mặt phẳng trượt;

δ - góc ma sát tại mặt phân cách.



Hình 11.20: *Các lực tại mặt phân cách giữa vải polyme và lớp đất phủ*

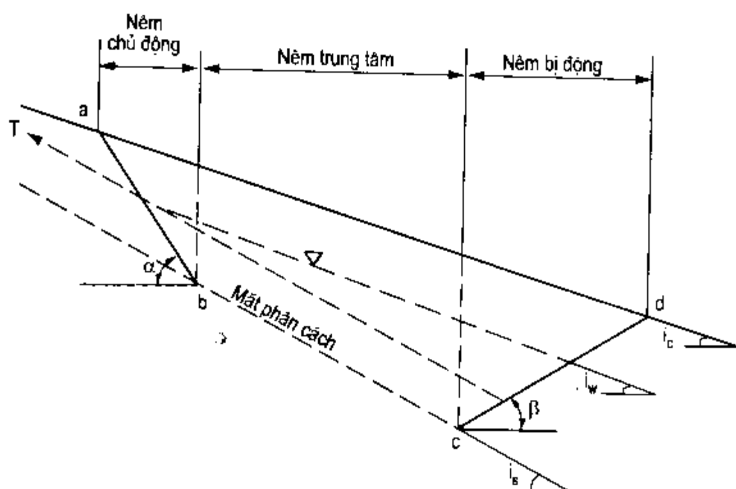
Một giả thiết cố hữu của phân tích này là lớp đất có phạm vi vô hạn. Một phân tích thực tế hơn coi mặt phá hoại có phạm vi hữu hạn. Điều này cho phép dùng phương pháp nêm tịnh tiến. Trong phương pháp này, mặt phá hoại lấy gần đúng theo một số đoạn thẳng. Khối đất ở trên mỗi đoạn tạo một nêm có khả năng trượt. Hình 11.21 cho thấy một trường hợp tổng quát ở nơi tồn tại lực thấm trong lớp đất ở trên mặt phân cách và cột trong lớp phủ có thấm trong lớp đất ở trên mặt phân cách và cột trong lớp phủ có sức kháng kéo là T. Đới phá hoại có thể bao gồm ba nêm. Nêm chủ động tại đỉnh mái dốc có xu hướng đẩy nêm ở giữa xuống, trong khi nêm bị động tại đáy mái dốc có xu

hướng chống lại chuyển động này. Các góc α và β có thể chọn sao cho lực truyền động của nêm chủ động là cực đại và lực chống trượt của nêm bị động là tối thiểu. Xem xét cân bằng của các nêm chủ động và bị động, các góc α và β có thể biểu thị bằng (Oweis, 1993):

$$\mathrm{tg}\alpha = \mathrm{tg}\phi + \sqrt{1 + \mathrm{tg}^2\theta - \mathrm{tg}i_c / \sin\theta\cos\theta} \tag{11-50}$$

và

$$\mathrm{tg}\beta = -\mathrm{tg}\phi + \sqrt{1 + \mathrm{tg}^2\theta - \mathrm{tg}i_c / \sin\theta\cos\theta} \tag{11-51}$$



Hình 11.21: *Ổn định lớp đất phủ theo phương pháp nêm tịnh tiến (Oweis, 1993)*

Ghi nhớ là với bề mặt nằm ngang ($i_c = 0$), các góc biến đổi thành $\alpha = 45 + \phi/2$, và $\beta = 45 - \phi/2$, chúng khá quen thuộc với sinh viên địa kĩ thuật. Hệ số an toàn chống trượt tại mặt phân cách có thể nhận được bằng cách xem xét cân bằng lực của nêm trung tâm. Các lực tác dụng lên nêm trung tâm chủ yếu là các lực chủ động và bị động trên các cạnh của nêm, trọng lượng nêm và sức kháng có khả năng tại mặt phá hoại bc. Với trường hợp đơn giản nhất và cũng là thực tế nhất của lớp đất phủ có bề dày đồng đều với mực nước ngầm song song với mặt phân cách, phương trình ổn định cho nêm trung tâm sẽ cho hệ số an toàn như sau (Oweis, 1993):

$$FS = \frac{1}{(1-t)}\left[\frac{c}{\gamma h \sin i_s \cos i_s} + \frac{\mathrm{tg}\delta_i}{\mathrm{tg}i_s}\left(1 - \frac{\gamma_n h_n}{\gamma h}\right)\right] \tag{11-52}$$

Trong đó: $t = \dfrac{T}{W_c \sin i_s}$ (11-53)

W_c - trọng lượng nêm trung tâm;

c - lực dính của đất;

γ - trọng lượng đơn vị của đất;

h - bề dày lớp phủ;

δ_i - góc ma sát tại mặt phân cách;

γ_n - trọng lượng đơn vị của nước;

h_n - bề dày đồng đều của lớp phủ được bão hoà.

Các phân tích ổn định cho lớp đất phủ cũng có khả năng cho các điều kiện đơn giản khác của mặt phá hoại. Ví dụ, Groud và Beech (1989) và Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1991) chứng minh các phân tích cho điều kiện mặt phá hoại nằm ngang trong nêm bị động của đất. Các phân tích này là hữu ích theo quan điểm thiết kế để xác định bề dày lớp đất phủ và số cốt gia cố chịu kéo để đạt được hệ số an toàn chống lại phá hoại mái dốc mong muốn.

Một xem xét quan trọng khác liên quan với sự ổn định mặt phân cách là khả năng thích hợp của các ứng suất ma sát phát triển tại các mặt đỉnh và đáy của màng địa kĩ thuật. Các màng địa kĩ thuật điển hình được đặt tại mặt phân cách của hai vật liệu khác nhau, và độ chênh ứng suất ma sát có thể gây ra ứng suất cắt quá lớn trong màng địa kĩ thuật. Độ bền kéo của màng địa kĩ thuật phải chịu được các độ chênh này với hệ số an toàn thích hợp.

11.6.3. Độ lún

Cơ cấu của lún đất và vật liệu thải rất khác nhau. Phân tích lún cho vật liệu thải thì phức tạp do tính không đồng nhất, sự phân huỷ của chúng và các tác động dài ngày hay ngắn ngày của môi trường đến thành phần của vật liệu. Một vài cơ cấu lún của chất thải (Edil et al., 1990; Sowers, 1973) là: 1) do sự định hướng lại các hạt; 2) sự tách ra hay chuyển động của các hạt mịn vào trong các lỗ rỗng lớn; 3) các thay đổi lí hoá bao gồm ăn mòn, đốt cháy và oxi hoá các vật liệu thải; 4) phân huỷ sinh hoá; 5) hoà tan của các vật liệu dễ hoà tan; 6) dòng dẻo và từ biến. Edil et al. (1990) lưu ý là các khối đắp rác thải điển hình lún từ 5% đến 30% bề dày nguyên thuỷ của chúng dưới trọng lượng bản thân và giá trị độ lún phụ thuộc vào các yếu tố như độ chặt ban đầu, thành phần chất thải và các điều kiện môi trường. Độ lún nguyên sinh thường xảy ra tương đối nhanh, sau khi đặt chất thải từ 1 tháng đến 5 năm. Không giống trường hợp đất thuần nhất, độ lún thứ sinh thì tương đối lớn.

Mặc dù các nỗ lực ban đầu (Sowers, 1973; Oweis và Khera, 1990) đáp ứng lí thuyết cố kết một hướng cho các độ lún gần đúng của khối đắp thải [phương trình (1-16) - (1-18)], sự áp dụng lí thuyết cho các vật liệu thải được thiết lập, thường có giá trị hạn chế. Điều này do đường cong e đối với lgσ có thể biểu hiện không tuyến tính và một số các thông số yêu cầu như các chỉ số nén và độ chối biến đổi theo thời gian và không thể xác định phù hợp (Fassett et al., 1993). Edil et al. (1990) đã đánh giá hai mô hình, mô hình

Gibson - Lo và định luật lưu biến luỹ thừa bằng cách sử dụng số liệu nén lún từ 5 vị trí. Mô hình trước là đại diện lưu biến của đất khi dùng lò xo để biểu thị nén nguyên sinh và một cái giảm chấn song song để biểu thị sự nén thứ sinh. Độ lún phụ thuộc thời gian dựa trên mô hình Gibson và Lo có thể biểu thị bằng:

$$S(t) = H\Delta\sigma\left\{a + b\left[1 - \exp\left(\frac{-\lambda}{bt}\right)\right]\right\} \tag{11-54}$$

Trong đó: S(t) - độ lún tại thời gian t;

H - chiều cao ban đầu của vật liệu thải;

$\Delta\sigma$ - biến đổi trong áp suất lớp phủ;

a - thông số độ nén nguyên sinh;

b - thông số độ nén thứ sinh;

$\frac{\lambda}{b}$ - tốc độ nén thứ sinh.

Định luật lưu biến hàm mũ là hữu ích để biểu thị hành vi lưu biến của các vật liệu và thường được biểu thị bằng:

$$S(t) = H\Delta\sigma m\left(\frac{t}{t_r}\right)^n \tag{11-55}$$

Trong đó: m - độ nén chuẩn;

n - tốc độ nén;

t_r - thời gian chuẩn

t - thời gian từ lúc đặt tải.

Dựa trên số liệu hạn chế, Edil et al. (1990) đã công bố là mô hình Gibson và Lo đánh giá độ lún ở trong 2% và 20% độ lún thực, và định luật lưu biến hàm mũ đánh giá độ lún ở trong 0 - 14%.

Một ảnh hưởng quan trọng của độ lún chất thải là biến dạng hệ lớp phủ và các lớp chắn polyme. Khi đánh giá các biến dạng này và cần các giả thiết liên quan đến độ lún hình máng và tốc độ giảm thể tích chất thải. Lí thuyết hình thành vòm cuốn của đất và lí thuyết màng chịu kéo có thể dùng để tính ứng suất, phát triển trong các màng địa kĩ thuật đặt trong các lớp phủ nằm trên các khoảng rỗng (Gioud et al., 1988; Kniphield, 1985). Knipshield (1985) đã phát triển một phương án kinh nghiệm để tính hệ số thiết kế (tổng giá trị hệ số an toàn) cho các màng địa kĩ thuật chịu lún. Hệ số thiết kế được tính theo:

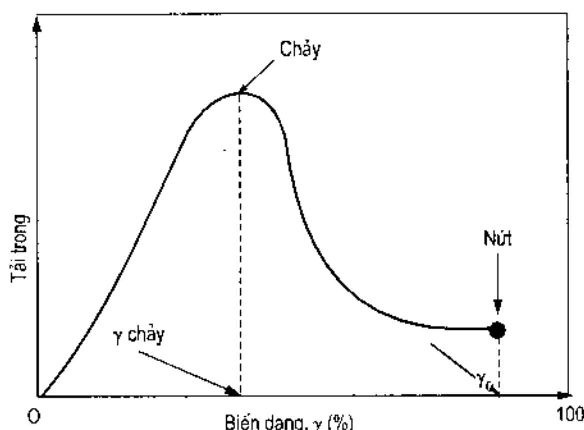
$$DR = \frac{\gamma_r}{\gamma_u} \tag{11-56}$$

Trong đó:

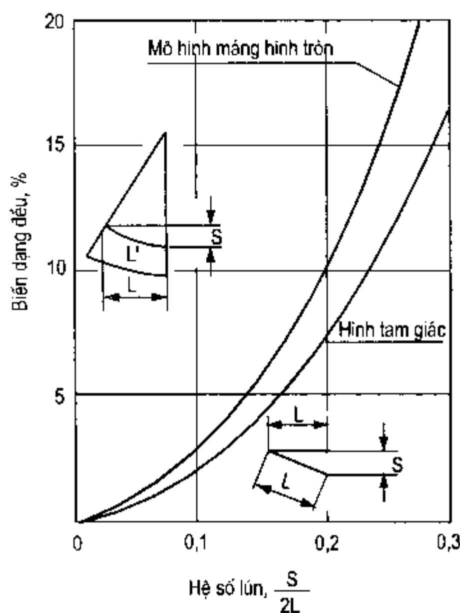
γ_r - biến dạng đứt của màng địa kĩ thuật (%);

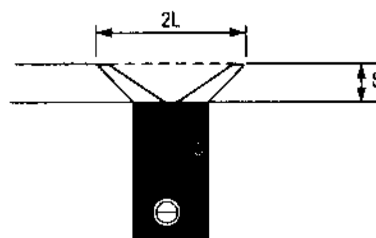
γ_u - biến dạng đều trên màng địa kĩ thuật (%).

Biến dạng đứt γ_r của màng địa kĩ thuật được xác định theo đường cong tải trọng - biến dạng như thấy ở hình 11.22. Biến dạng đều γ_u có thể nhận theo hình 11.23. Độ lún S có thể tính như là một phần của bề dày chất thải và chiều rộng của khoang trữ chất thải có thể dùng như là chiều rộng của vùng bị lún (2L trong hình 11.23). Như thấy ở trong hình việc đánh giá biến dạng đều thì phụ thuộc vào hình dạng gần đúng của máng, hình tam giác hay hình tròn.



Hình 11.22: Đường cong tải trọng - biến dạng điển hình cho các màng địa kĩ thuật





Hình 11.23: Phương pháp đồ thị để đánh giá biến dạng đều dưới các giả định máng hình tam giác và hình tròn

11.6.4. Các tính chất địa kĩ thuật của chất thải

Sự chính xác của các phân tích ổn định trình bày ở trên bị giới hạn bởi các tính chất chất thải không xác định và biến đổi. Một số nhận định đã được công bố trong các tài liệu để xác định các tính chất kĩ thuật của chất thải. Các tính chất của vật liệu cần trong phân tích ổn định của các hệ chứa chất thải có thể đề cập trong bốn dạng sau:

1. Trọng lượng đơn vị chất thải.

2. Độ bền chống cắt của chất thải.

3. Các tính chất độ bền chống cắt của các mặt phân cách giữa các thành phần khác nhau.

4. Độ nén của chất thải.

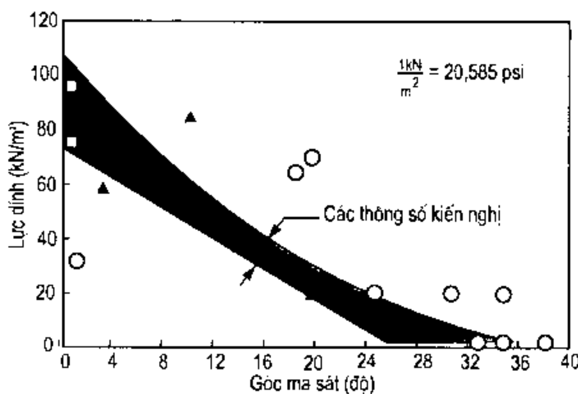
Trọng lượng đơn vị của chất thải biến đổi trong phạm vi rộng do một số yếu tố sau: 1) loại và nguồn gốc chất thải; 2) kiểu vận hành của hệ chứa các các kĩ thuật bố trí; 3) độ chặt sử dụng; 4) thời gian sau khi đặt chất thải, nó khống chế các tác động môi trường như sự phân huỷ sinh hoá; và 5) độ sâu đặt chất thải trong hệ.

Nói chung, là trọng lượng đơn vị chất thải tăng theo độ sâu trong hệ chứa (Fassett, et al., 1993). Phạm vi các giá trị trọng lượng riêng công bố trong các văn kiện được tổng hợp trong bảng 11.10. Điều quan trọng cần ghi nhớ là các giá trị này được nhận dựa trên một số giới hạn các vị trí và các quan sát riêng chất thải do vậy chỉ có ích trong các đánh giá sơ bộ.

Bảng 11.10. Tóm tắt các trọng lượng đơn vị chất thải được công bố

Điều kiện đặt chất thải	Trọng lượng đơn vị (kN/m^3)	Tham khảo
Chất thải vệ sinh: phạm vi cho các lực đầm nén khác nhau	4,72 - 9,42	Sowers (1968)
Bãi chứa rác thải (tỉ số rác thải/đất biến đổi từ 2/1 đến 10/1)	7 - 14	Landva và Clark (1990)
Khối đắp đầm chặt kém	3 - 9	Fassett et al., 1993
Khối đắp đầm chặt trung bình	5 - 8	
Khối đắp đầm chặt tốt	9 - 10,5	
Chất thải thành phố xé vụn hay đóng thành kiện	2,83 - 10,5	Oweis và Khera (1990)
Rác thải thành phố		
Trong bãi chứa rác	6,91 - 7,54	NSWMA (1985)
Sau khi phân rã và lún	9,9 - 11	
Bãi chứa rác vệ sinh		
Không bị xé vụn	3,1	
Đầm chặt kém	3,1	Phòng Hải quân Mỹ (1985)
Đầm chặt tốt	6,29	
Đầm chặt tốt nhất	9,43	
Bị xé vụn	8,64	

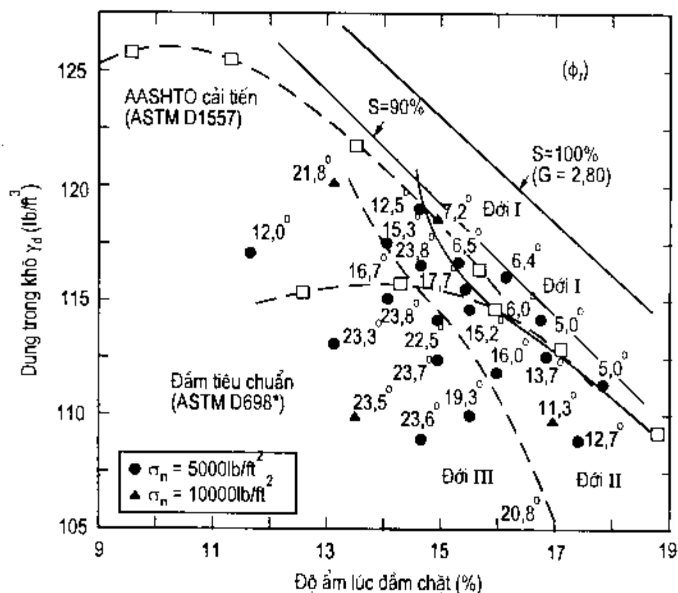
Như đã đề cập trước đây, khó đánh giá độ bền chống cắt của các vật liệu thải do giá trị nghi ngờ của bản thân lí thuyết Mohr - Coulomb. Tuy nhiên do thiếu các đặc trưng ứng suất - biến dạng của các vật liệu, tiếp tục chấp nhận lí thuyết này như là một hướng dẫn gần đúng trong thiết kế các hệ chứa chất thải. Một số nghiên cứu đã được công bố liên quan với việc xác định lực dính và góc ma sát của các vật liệu thải. Có thể dùng một trong ba phương pháp sau để đánh giá các thông số: 1) thí nghiệm trực tiếp trong phòng trên các vật liệu thải bằng thí nghiệm cắt trực tiếp và ba trục (Fany et al., 1977); Earth Technology Corporation, 1988); 2) tính ngược từ các thí nghiệm ngoài trời (Conserve, Davis, Dixon Associates, 1975) và 3) thí nghiệm tại chỗ trên các vật liệu dùng thí nghiệm cắt cánh hay giá trị SPT hiệu chỉnh cho các tính chất độ bền (Earth Technology Corporation, 1988). Dựa trên một tóm tắt các nghiên cứu khác nhau Singh và Murphy (1990) đã chứng minh phạm vi độ bền đề nghị cho chất thải rắn thành phố theo quan hệ giữa lực dính và góc ma sát (hình 11.24). Do phân tán lớn các số liệu, người ta khuyên nên dùng biên thấp hơn của diện tích trong các khảo sát sơ bộ. Tương tự chất thải thành phố, chất thải khoáng vật cũng biến đổi lớn về lực dính và góc ma sát.



Hình 11.24: *Các thông số độ bền đề nghị cho chất thải thành phố (Singh và Murphy, 1990)*

Độ bền chống cắt tại mặt phân cách thường phản ảnh liên kết yếu trong ổn định của các hệ chứa chất thải. Tuy nhiên, các nghiên cứu đi sâu vào các tính chất này thì tương đối hiếm. Góc ma sát giữa cát và vải địa kĩ thuật/màng địa kĩ thuật điển hình thấp hơn trong cát thuần tuý. Các nghiên cứu của Martin et al (1989) cho thấy là góc ma sát cho mặt phân cách cát - vải địa kĩ thuật/màng địa kĩ thuật biến đổi từ 17° đến 30° dựa trên các thí nghiệm tiến hành trên ba loại cát và bốn loại màng địa kĩ thuật và vải địa kĩ thuật. Trong cùng nghiên cứu, thấy là góc ma sát giữa màng địa kĩ thuật và vải địa kĩ thuật biến đổi trong phạm vi rộng từ 6° đến 28°. Mitchell et al., (1990) đưa ra dãy các kết quả từ các nghiên cứu phá hoại trên bãi chứa rác thải Kettleman Hills ở California. Các kết quả của họ biểu thị là các mặt phân cách chất tổng hợp địa kĩ thuật - chất tổng hợp địa kĩ thuật có góc ma sát biến đổi từ 6° đến giá trị lớn hơn 20°. Góc ma sát ở mặt phân cách dường như phụ thuộc vào loại kết hợp chất tổng hợp địa kĩ thuật, điều kiện khô hay ngập nước, đánh bóng mặt phân cách do kết quả của hiện tượng trượt trước đó, và sự định hướng của lưới địa kĩ thuật liên quan với hướng trượt dọc theo màng địa kĩ thuật.

Độ bền của các mặt phân cách giữa đất sét đầm chặt và các vật liệu polyme phụ thuộc vào các điều kiện đầm chặt. Các thí nghiệm tiến hành trên mặt phân cách HDPE - đất sét đầm chặt cho thấy là độ bền, khi dùng góc ma sát tương đương, biến đổi lớn trong phạm vi điều kiện đầm chặt (Seed và Boulanger, 1991). Ba vùng có thể nhận biết trong phạm vi điều kiện đầm chặt như thấy trong hình 11.25. Quan trọng ghi nhớ là điều kiện đầm chặt của đới 1 thích hợp cho độ dẫn thuỷ lực thấp, cho độ bền thấp nhất. Trái ngược lại điều kiện đầm chặt của đới III không thích hợp cho độ dẫn thuỷ lực thấp cho độ bền cao nhất. Các kết quả này cho biết là sự đáp ứng dòng thấm và tiêu chuẩn ổn định thường có thể đối lập với mỗi kết quả khác trong khi lựa chọn điều kiện đầm chặt cho các lớp lót.



Hình 11.25: Độ bền chống cắt do được cho mặt phân cách HDPE nhẵn - sét tảng chứa sét đầm chặt (với 5% bentonit) như là hàm số của các điều kiện đầm chặt (Seed và Boulanger, 1991)

Tương tự các tính chất đề cập ở trên, độ ép co của chất thải biến đổi trong phạm vi rộng. Hầu hết các nghiên cứu đã công bố đều dùng lí thuyết cố kết một hướng và các giá trị nhận được về ép co và chỉ số chối để đặc trưng cho khả năng nén lún của chất thải. Nói chung, tin là các chỉ số phụ thuộc vào lượng vật chất hữu cơ và điều kiện môi trường, nó có thể hay không thể đẩy mạnh sự phân huỷ chất thải. Ví dụ Sowers (1968, 1973 đã công bố là chỉ số ép co của rác thải tương đương C_c của đất sét) biến đổi từ 0,15 đến 0,55 lần hệ số rỗng ban đầu, phụ thuộc vào lượng hữu cơ của chất thải. Do khả năng biến đổi rất lớn của các vật liệu rác thải, các quan sát như thế không được khái quát hoá và chỉ dùng trong các đánh giá sơ bộ.

Chương 12

CẤU TẠO DẢI CHẮN VÀ SỰ VẬN HÀNH

12.1. CÁC YẾU TỐ VẬN HÀNH HỆ CHỨA CHẤT THẢI

Các hệ chứa thường được thiết kế để vận dụng ở mức phục vụ có thể chấp nhận cho thời gian vào khoảng 10 năm cho tường vữa và hơn 1000 năm cho các kho chứa chất thải hạt nhân. Hiệu quả của một hệ chứa nhằm đáp ứng các mục đích thiết kế thường coi như là một hàm số của một vài yếu tố và được biểu thị như sau:

$$E_t = f\left[(D + P_m + C) + (Q) + (M_o + M_e) + (S_g + S_h) + (L_t)\right] \qquad (12\text{-}1)$$

Trong đó:

E_t - hiệu quả của hệ chứa ở thời gian riêng biệt sau khi xây dựng;

D - kích thước các thành phần của công trình chứa;

P_m - các tính chất vật liệu của các thành phần công trình;

C - hình dạng (sự bố trí) của các thành phần;

Q - các biện pháp kĩ thuật bảo đảm chất lượng trong khi xây dựng;

M_o - hiệu quả thiết kế và vận hành của hệ giám sát;

M_e - hiệu quả bảo dưỡng đối với loại và tần số của các hoạt động bảo dưỡng;

S_g - các đặc trưng địa kĩ thuật/địa chất của vị trí;

S_h - các đặc trưng thuỷ văn/khí hậu của vị trí;

L_t - các tải trọng biến đổi theo thời gian và các hiện tượng tạo ra ứng suất bên trong hoặc ở giữa các thành phần của công trình.

Sự thay đổi thiết kế tác động chủ yếu tới D, P_m và C; thay đổi vị trí gây biến đổi S_g và S_h; và sự thay đổi kế hoạch bảo dưỡng và giám sát tác động đến M_e và M_o.

Có thể đánh giá sự vận hành của hệ chứa bằng nhiều cách, thay đổi từ sự đánh giá chung về tính toán khả năng phá hoại của hệ cho các khung thời gian riêng. Các phân tích chi tiết yêu cầu chấp nhận một định nghĩa chính xác cho "vận hành" và thiết lập các mức độ vận hành của hệ hay thành phần mà ở dưới nó, hệ hay thành phần có thể xem là bị phá hoại. Sự vận hành của một hệ chứa là phạm vi mà nó có thể đáp ứng chức năng của mục đích thiết kế cho hầu hết hệ chứa, chức năng thiết kế có thể là một hay cả hai nội dung sau:

Làm giảm lưu lượng dòng thấm hoặc thể tích tổng các chất ô nhiễm giải thoát vào trong môi trường được bảo vệ hay độ ẩm ngấm vào trong chất thải được chứa.

Làm giảm nồng độ của các chất ô nhiễm riêng ở bên ngoài hệ chứa. Có thể cho rằng sự vận hành là thất bại khi mức lớn nhất tổng thể tích thấm hay các nồng độ chất ô nhiễm vượt quá mức tại các điểm xác định bên trong và bên ngoài hệ chứa. Sự phá hoại kết cấu của hệ chứa hoặc một hay nhiều thành phần của nó thì khác với sự phá hoại về chức năng. Sự phá hoại của một thành phần (như lớp lót thứ hai của bãi chứa rác thải) có thể không dẫn đến phá hoại chức năng của hệ chứa. Tuy nhiên, sự phá hoại kết cấu của một thành phần quan trọng có thể dẫn đến phá hoại chức năng của nó và có thể dẫn đến phá hoại chức năng của hệ. Các khác biệt này là quan trọng đối với việc thiết lập mô hình đa thành phần, phụ thuộc thời gian tin cậy để đánh giá sự vận hành lâu dài của hệ chứa chất thải.

12.2. SƠ ĐỒ VẬN HÀNH CỦA HỆ

Số hạng hiệu quả E_t biểu thị danh nghĩa bởi phương trình (12-1), có nhiều đại diện, đáng chú ý nhất của nó là sự vận hành tin cậy và lâu dài. Mặc dù hai số hạng này dùng phổ biến với ý định nhằm phân tích hiệu quả lâu dài của các hệ chứa chất thải, thông thường rất ít các yếu tố xác định hiệu quả được các mô hình hiện có bao quát tới. Một mô hình vận hành lâu dài trọn vẹn thì tối thiểu phải đề cập các yếu tố sau:

Thực tế, hầu hết các hệ chứa là hệ phức hợp với nhiều thành phần độ nhạy cảm khác nhau với các ứng suất bên trong và bên ngoài gây ra do các quá trình vật lí, hoá học và sinh học.

Các thay đổi về hệ số ứng suất/sức kháng với thời gian cho các thành phần quan trọng của hệ và các thay đổi như thế tác động như thế nào tới các đại lượng vận hành của hệ theo các yêu cầu đã xác định.

Có thể dùng một thông số đơn giản như nồng độ chất ô nhiễm ở bên ngoài dải chắn hay hệ chứa làm chỉ số vận hành của dải chắn theo thời gian. Cũng có thể dùng một chỉ số tin cậy tổ hợp không chỉ tập trung vào một thông số vận hành đơn độc. Trong trường hợp thứ nhất, biến thời gian là bản thân giá trị nồng độ, trong trường hợp thứ hai, biến thời gian là một chỉ số có phạm vi biến đổi từ 0 - 1,0 hay 0 - 100%.

Trong trường hợp thứ nhất, các sơ đồ trình bày trong hình 12.1 thể hiện tính nhiều dạng của các kịch bản. Nồng độ giới hạn của nguồn C_o đã trình bày trước đây trong phương trình (9-1) là thông số phụ thuộc thời gian. Vì thế:

$$C_o = f(t) \quad (12\text{-}2)$$

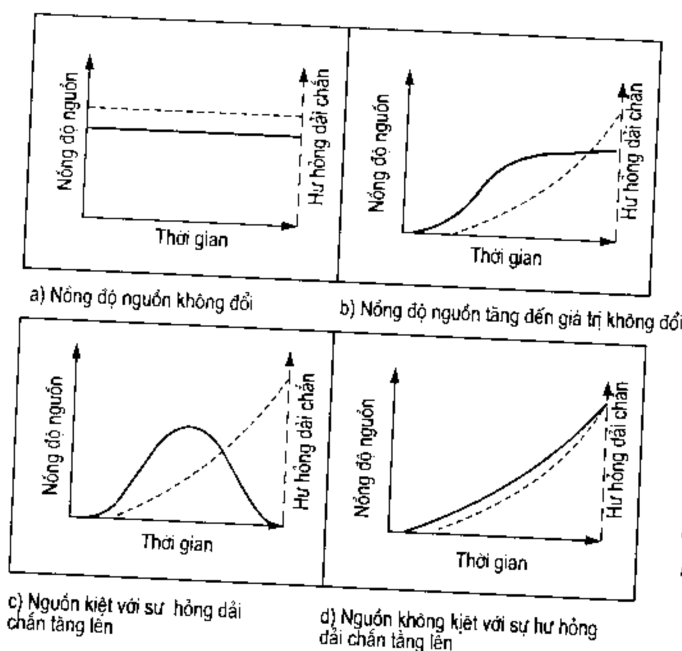
Ngoài ra, vai trò của thời gian làm cho độ tin cậy của một thành phần (hệ có thể chỉ bao gồm một thành phần) hay hệ đa thành phần thường biến đổi. Vì thế, trong phương trình (12-2) có thể được thay bằng R_t, độ tin cậy biến đổi theo thời gian:

$$C_o = f(R_t) \quad (12\text{-}3)$$

Trong đó: C_o - nồng độ giới hạn nguồn ô nhiễm tại điểm đo bên ngoài hệ chứa (M/L^3);

t - thời gian kể từ lúc bắt đầu chứa chất thải (T);

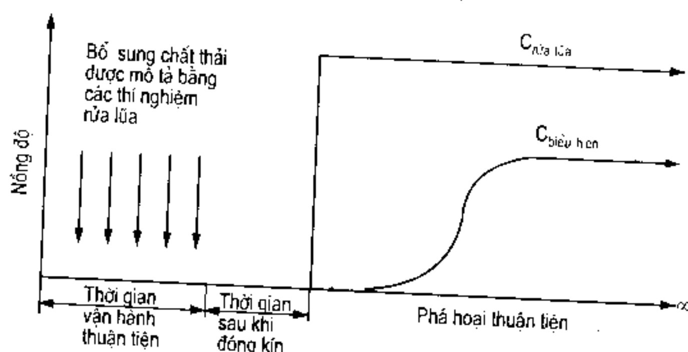
R_t - độ tin cậy của hệ chứa hay thành phần đáp ứng các tiêu chuẩn vận hành (0 - 1,0 hay 0 - 100%).



Hình 12.1: *Các đồ thị nồng độ nguồn ô nhiễm cho mô hình huỷ hoại và vận chuyển*

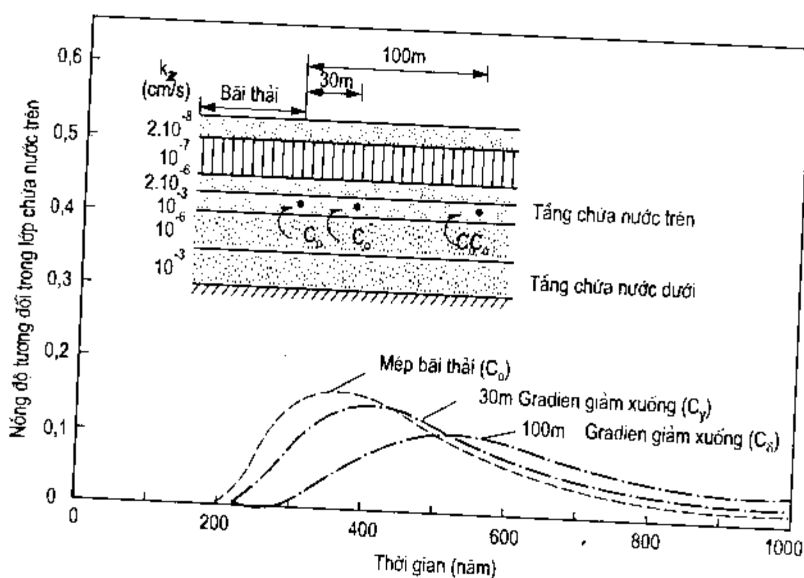
Loạt các sơ đồ thấy trong hình 12.1 thể hiện phương trình (12-2). Ngoài ra, phương trình (12-3) biểu thị gián tiếp, ghi nhớ là R_t có liên hệ ngược với sơ đồ làm giảm giá trị dải chắn được mô tả bằng đồ thị trong hình 12.1. Trong hình 12.1a, nồng độ giới hạn nguồn C_o có giá trị hữu hạn nhưng là không đổi theo thời gian. Điều này biểu thị trường hợp trong đó không có dải chắn và chất ô nhiễm được cung cấp (chủ yếu qua rửa lũa) vô hạn tại cùng liều lượng. Trường hợp này thì hiếm và cũng có thể xảy ra trong khoảng thời gian rất ngắn. Trong hình 12.1b, sự giảm giá trị dải chắn theo hàm số mũ, và nồng độ giới hạn nguồn lớn tới gần giá trị cố định. Như trong trường hợp (a), điều này cũng biểu thị một nguồn vô hạn chất ô nhiễm. Cần phải ghi nhớ là cả giá trị giảm đến không và các điểm nồng độ bằng không được chuyển dịch ra xa dọc theo trục thời gian. Về nhận thức, các chuyển vị này được tính theo thời gian, nó lấy một hệ chứa được xây dựng mới để bắt đầu làm giảm lớn giá trị và thời gian di chuyển của các chất ô nhiễm tới các điểm tồn tại tương ứng. Cho các mục đích thực tế hơn, một sự mô tả hoàn chỉnh hơn của quan hệ giữa thời kỳ vận hành thuận tiện, thời kỳ sau khi kết thúc và khung thời gian phá hoại (ở đây được gọi là giai đoạn giảm nhiều giá trị) được trình bày trong hình 12.2 (theo Mulkey et al. (1989). Nồng độ tại gradien hạ thấp tốt từ điều kiện thuận lợi giả thiết (C_{exp}) được thấy đồ thị nhỏ hơn nồng độ điển hình nhận được từ các thí nghiệm rửa lũa cơ sở trong phòng thí nghiệm. Các hệ số làm giảm nồng độ dọc theo đường di

chuyển tính cho hầu hết những khác nhau (ngoài sự không có khả năng của các thể thức thí nghiệm rửa lũa để mô phỏng các quá trình rửa lũa tại chỗ).

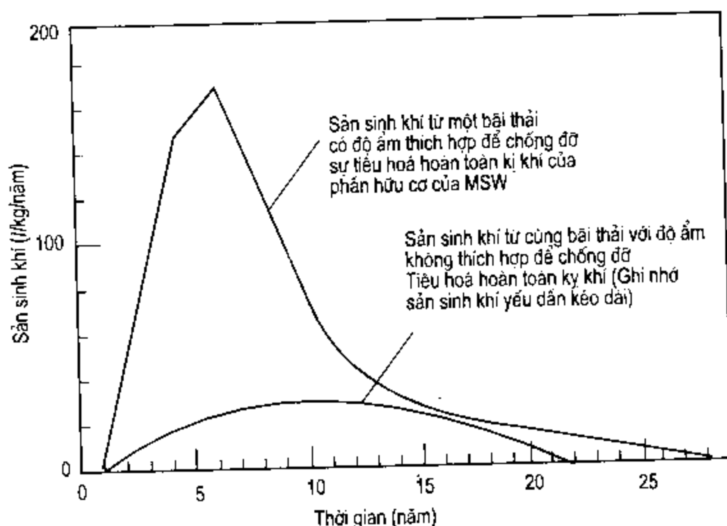


Hình 12.2: *Lịch sử thời gian tổng quát hoá về nồng độ chất ô nhiễm tại điểm xuất lộ gradien hạ xuống từ một công trình*

Tiến triển và suy xụp của nồng độ chất ô nhiễm C_o với khoảng cách và thời gian được mô tả trong hình 12.3 (Rowe và Booker, 1991) cho các điểm giám sát phía dưới bãi chứa rác thải. Hình 12.4 mô tả các đánh giá sự hình thành khí theo thời gian từ một bãi rác thải dưới hai điều kiện độ ẩm (theo Tcholanoglous et al., 1993; và Bonaparte, 1995). Sự suy sụp lượng chất ô nhiễm theo thời gian tại mỗi điểm đo có xu hướng theo sơ đồ được thấy ở hình 12.1c. Sơ đồ trong hình 12.1d thể hiện một nguồn vô hạn không phổ biến đặc biệt cho khung thời gian lâu dài.



Hình 12.3: *Các quan hệ nồng độ chất ô nhiễm - thời gian được dự đoán cho các vị trí đặc biệt phía dưới bãi chứa rác thải (Rowe và Booker, 1991)*



Hình 12.4: *Mô hình nhận thức cho sự sản sinh khí tại các bãi chứa chất thải thành phố (Tchobanoglous et al., 1993; và Bonaparte, 1995)*

Inyang (1991) đã phát triển một mô hình nhận thức để mô tả sự biến đổi của sự vận hành hệ chứa theo thời gian. Như thấy trong hình 12.5, từ một mức ban đầu của E_w, sự giảm sút chất lượng hiệu quả dọc theo đường cong 1 nếu sơ đồ không bị gián đoạn bởi các sự kiện tai biến chuyển tiếp (chẳng hạn như động đất gây nguy hại) hay hoạt động duy trì (bảo dưỡng). Tuổi phục vụ hiệu quả của hệ chứa có thể được xác định bằng t_r, tương ứng với mức hiệu quả tối thiểu được xác định là E_{tr}. Tại thời gian trung gian t_g, sự kiện gây nguy hại có thể làm giảm ngay lập tức hiệu quả của hệ, từ E_t sang E_{tg}, vì thế gây ra sơ đồ giám sát chất lượng mới được biểu thị bằng đường cong 2. Một hoạt động bảo dưỡng tại thời gian t_n có tác dụng thực sự làm nâng cao hiệu quả của hệ từ E_r lên E_m và tạo ra sơ đồ giảm chất lượng mới như thấy ở đường cong 3.

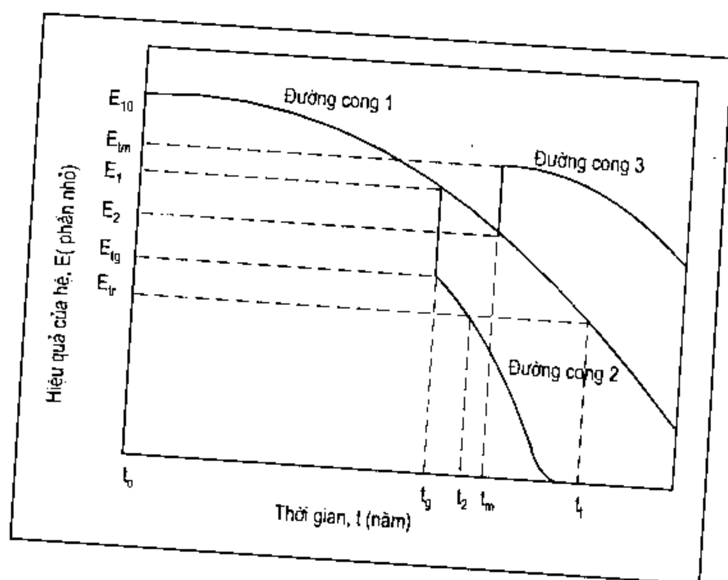
Mô hình khái niệm Inyang cho khuôn khổ để áp dụng các mô hình giảm giá trị của hệ và phát triển các mô hình theo dõi thông số của thành phần đơn lẻ tương tự các mô hình biểu thị trong hình 12.1. Với các hệ phức hợp, mô hình tin cậy của Weibul cho các hệ chắn (Inyang, 1994) là một ví dụ của khung tỉ lệ thời gian cho sự vận hành hệ chứa chất thải. Điều này được biểu thị bằng độ tin cậy R_t:

$$R_t = \exp\left[-\int_0^t \lambda(t)\partial t\right] \tag{12-4}$$

Trong đó:

R_t - độ tin cậy của hệ chứa đối với sự vận hành của một chức năng định rõ tại thời gian đã cho;

λ - tốc độ phá hoại của hệ chứa cần tìm độ tin cậy.



Hình 12.5: Sơ đồ khái niệm giảm giá trị lâu dài và đồ thị bảo dưỡng cho các hệ chứa chất thải (Inyang, 1994)

Phương trình (12-4) ám chỉ là R_t có thể biểu thị theo tốc độ mà hệ tiến hành một chức năng đã cho (như giảm tối thiểu sự giải thoát chất ô nhiễm tới mức 10^{-3} cm^3/m^2/s). Với giả thiết là tốc độ phá hoại tăng theo thời gian (trong trường hợp của hầu hết các hệ xây dựng), có thể xác định R_t theo phương trình sau:

$$R_t = \exp\left[-\left[\left(\frac{t - t_o}{n}\right)\right]^b\right] \quad (12\text{-}5)$$

Trong đó:

t_o - thông số vị trí - thời gian lúc bắt đầu phân huỷ;

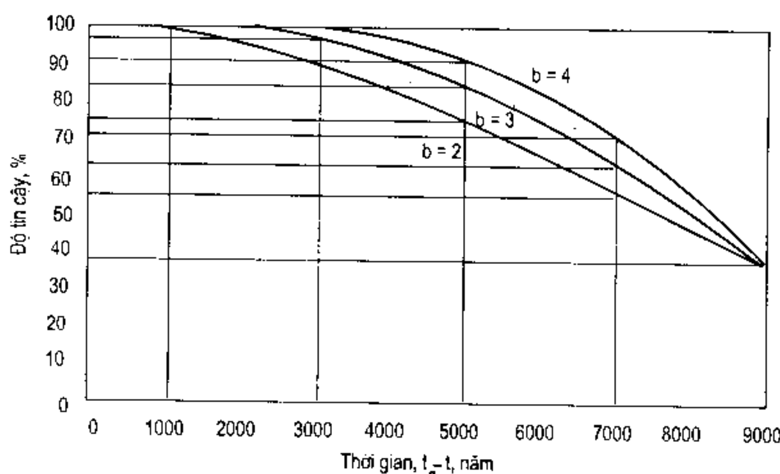
b - thông số hình dạng (không thứ nguyên);

n - thông số tỉ lệ (không thứ nguyên).

Để phù hợp thực tế là các hệ giảm giá trị theo thời gian, nên b phải có giá trị dương. b được xác định toán học theo hình dạng đường cong độ tin cậy với thời gian và có phạm vi biến đổi cho các hệ chứa từ 2,0 đến 5,0. Thông số tỉ lệ n là hệ số tiêu chuẩn cho khoảng thời gian xem xét. Về lí thuyết, nó là khoảng thời gian tương ứng với

$$F_t = 1 - R_t = 1 - e^{-1} = 0,632 \quad (12\text{-}6)$$

Vì thế, để nhận được n phải biết hoặc đánh giá hàm phá hoại của hệ chứa. Từ đồ thị xác suất phá hoại (F_t) với thời gian, giá trị n lấy theo thời gian tương ứng với F_t = 0,632. Hình 12.6 cho thấy các đồ thị của R_t cho kho lưu trữ chất thải hạt nhân giả thuyết khi dùng các giá trị b là 2, 3 và 4 và một giá trị n là 9000 năm.



Hình 12.6: Đồ thị giảm độ tin cậy đa hợp cho kho chứa chất thải hạt nhân giả thuyết khi dùng mô hình Inyang Weibul (Inyang, 1994)

12.3. CÁC LOẠI VẬT LIỆU LÀM DẢI CHẮN

Một vài vật liệu được dùng làm dải chắn trong các hệ chứa chất thải. Tiêu chuẩn để lựa chọn vật liệu cho mỗi dạng của hệ chứa có thể là một hay nhiều yêu cầu sau đây:

- Các vật liệu có khả năng hấp phụ cao thích hợp.

- Các vật liệu có thể đầm chặt hay gắn kết tới dung trọng cao và độ rỗng hiệu quả đủ thấp để giảm tối thiểu dòng ô nhiễm qua chúng.

- Các vật liệu có thể tác dụng hoá học với các chất ô nhiễm thấm qua chúng sao cho nồng độ các chất ô nhiễm được giảm có hiệu quả.

- Các vật liệu có thể bít các lỗ rỗng trong đất tự nhiên để loại trừ có hiệu quả các khe rãnh lớn chất ô nhiễm được vận chuyển qua.

Theo các đặc trưng hoá học và khoáng vật, các vật liệu dải chắn thực hiện một hay nhiều các chức năng theo yêu cầu nêu trên, được chia thành các nhóm sẽ trình bày dưới đây.

12.3.1. Các vật liệu chắn là đất sét

Đất sét thường có khối lượng lớn được dùng làm vật liệu chắn. Tương tác lí hoá tương đối cao giữa vật liệu sét và các chất ô nhiễm tạo ra các hệ số phân bố cao cho hầu hết các chất ô nhiễm. Ngoài ra, đất có lượng hạt sét cao (có đường kính ≤ 2μm) thì có hệ số thấm thấp. Trong các khoáng vật sét được sử dụng phổ biến nhất trong các phần trọng lượng nhỏ (2 - 6%) là các khoáng vật sau:

Monmorilonit:

Monmorilonit (đặc biệt khi có N_a^+ là cation có thể trao đổi) có khả năng trương nở khi ẩm. Ca^{+2} gây trương nở kém hơn. Trương nở thường làm giảm hệ số thấm. Monmorilonit

dễ hấp phụ các hợp chất hữu cơ phân cực, các nhóm hữu cơ tích điện dương và các ion vô cơ.

Kaolinit:

Khoáng vật này có điện tích âm trên mặt tương đối nhỏ. Liên kết hydro qua các lớp bên trong đã ngăn chặn sự trương nở. Khả năng hấp phụ các chất ô nhiễm của nó thường nhỏ hơn momonrilonit Na.

Ilit:

Kali là cation trao đổi chủ yếu trong ilit. Kali có kích thước và hình dạng phù hợp ở trong các lỗ sáu cạnh của các lớp bên trong ilit. Nó không nở nhiều. Tuy nhiên, khả năng trao đổi ion của nó cao hơn của kaolinit.

Một số thông tin về ba nhóm khoáng vật sét chính này được cho trong bảng 12.1 (Brown và Anderson, 1980). Các khoáng vật sét khác được khảo sát làm vật liệu chặn là atapungit và vecmiculit. Đất sét được dùng phổ biến là các thành phần hỗn hợp của lớp phủ, lớp lót và tường vữa. Thường chúng được hỗn hợp với bụi và cát.

Bảng 12.1. Các đặc trưng lí hoá của ba khoáng vật đất làm vật liệu chắn phổ biến nhất (theo Brown và Anderson, 1980)

Khoáng vật sét	Bề dày hạt			Diện tích cho mỗi trọng lượng công thức**	Diện tích bề mặt (m^2/g)	Khả năng trao đổi (Meq/100g)	
	Co ngót (mm)	Hút nước* (mm)	Thay đổi thể tích (%)			Cation	Anion
Kaolinit (không trương nở, mạng tinh thể 1: 1)	200,0	202,0	1	0	8	10	phụ thuộc pH
Ilit (không trương nở, mạng tinh thể 2: 1)	20,0	22,0	10	1,0	80	15	phụ thuộc pH
Monmorilonit (trương nở, mạng tinh thể 2: 1)	2,0	6,0	100	0,5	800	100	phụ thuộc pH < 5

** Bốn lớp nước được hấp phụ cho mỗi bề mặt cơ sở có khả năng.*

*** Các đơn vị là bội số của các đơn vị tĩnh điện (esu). Một điện tích = $4,8029 \times 10^{-7}$ esu.*

12.3.2. Các oxit khoáng vật, chất hữu cơ và chất lỏng polyme

Một số oxit có tính hấp phụ cao và có khả năng phản ứng với cả các chất ô nhiễm hữu cơ lẫn vô cơ. Các oxit khoáng vật như sắt hoá trị không (Fe^o), hematit, tro bay và geotit

thường dùng như là phụ gia cho các vật liệu sét. Fe^0 là vật liệu phổ biến nhất dùng trong các dải chắn chống thấm cho các hợp chất hữu cơ được xử lí bằng clo. Các vật liệu hữu cơ và gắn kết được dùng làm vữa, có các tính chất ghi trong bảng 12.2.

Bảng 12.2. Một số tính chất chủ chốt của phụ gia lớp chắn và vữa hoá học (theo Whang và Committee, 1995)

Vữa	Độ dẫn thuỷ lực (cm/s)	Sức kháng chống axit	Sức kháng chống bazơ	Sức kháng chống các chất hữu cơ	Tuổi thọ mong đợi (năm)
Silicat natri	10^{-5}	Khá	Kém	Khá	10 - 20
Gien acrylat	10^{-7} - 10^{-9}	Kém	Tốt	Khá	10 - 20
Keo silic	10^{-8}	Tốt	Kém	Tốt	> 25
Hidroxit sắt	10^{-7}	Kém	Tốt	Tốt	> 25
Sáp montan	10^{-4} - 10^{-7}	Khá	Khá	Khá	25
Ximăng polyme sunfua	10^{-10}	Tốt	Kém	Khá	> 25
Epoxi	10^{-10}	Tốt	Tốt	Tốt	> 25
Polysiloxane	10^{-10}	Tốt	Tốt	Tốt	> 25
Furan	10^{-8} - 10^{-10}	Tốt	Tốt	Tốt	> 25
Polieste styren	10^{-10}	Tốt	Tốt	Khá	> 25
Vinileste styren	10^{-10}	Tốt	Tốt	Tốt	> 25
Acrylics	10^{-9} - 10^{-11}	Tốt	Tốt	Tốt	> 25

12.3.3. Các màng polyme

Các màng được dùng làm vật liệu chặn trong các lớp lót bể chứa nước/bãi chứa rác thải, lớp phủ và tường vữa. Chúng không có khả năng làm giảm chất ô nhiễm như của đất sét và khoáng vật, nhưng chúng có khả năng chứa hơi cao hơn. Khả năng mềm dẻo của chúng làm cho nó có khả năng duy trì chức năng chứa chất thải trong các điều kiện biến dạng trung bình. Các chất phụ gia như cacbon đen, chất nhuộm, vật liệu để làm đầy, chất dẻo, chất trợ giúp xử lí, các hoá chất liên kết ngang, chất chống xu hướng thoái hoá và bioxit thường được kết hợp với các polyme thô để tạo ra nhiều loại tấm polyme khác nhau. Các vật liệu polyme chính dùng trong hệ chứa chất thải được trình bày trong bảng 12.3. Ngoài ra, các hợp chất của chúng được tóm tắt trong bảng 12.4 (theo Haxo et al., 1985).

Bảng 12.3. Các vật liệu polyme dùng làm lớp lót

Polyme	Viết tắt	Loại hợp chất*	Bề dày (mm)	Vải được gia cố
Cao su butyl	IIR	XL	0,9 - 1,3	Có, không
Polyethylen được xử lí bằng clo	CPE	TP	0,5 - 1,0	Có, không
Polyethylen được chlorosunfonat hoá	CSPE	TP, XL	0,6 - 1,0	Có, không
Polyolefin chế tạo có chất đàn hồi	ELPO	CX	0,6	Có, không
Cao su epichlorohydrin	PVC-E	TP	0,8 - 0,9	Có
Cao su propylene	ECO	XL	1,67	Có, không
Ethylene	EPDM	XL, TP	0,5 - 1,6	Có, không
Neoprene	CR	XL	0,5 - 1,8	Có, không
Cao su Nitri le	NBR	XL	0,8	Có
Elastomer polyester	PEEL	CX	0,18	Không
Polyethylene				
Dung trọng thấp	LDPE	CX	0,3 - 0,8	Không
Dung trọng thấp tuyến tính	LLDPE	CX	0,5 - 0,8	Không
Dung trọng cao	HDPE	CX	0,5 - 3,1	Không
Chloride Polyvinyl	PVC	TP	0,3 - 0,9	Có, không
Chloride polyvinyl, kháng dầu	PVC-OR	TP	0,8	Có, không
Elastomer nhiệt dẻo	TPE	CX	1,0	Không

* *TP - nhiệt dẻo; CX - kết tinh cục bộ; XL - liên kết ngang.*

12.3.4. Vật liệu chất tổng hợp địa kĩ thuật - đất sét

Vật liệu lớp lót bằng chất tổng hợp địa kĩ thuật - đất sét được cấu thành bởi bentonit natri trong các lớp tổng hợp địa kĩ thuật. Các lớp tổng hợp địa kĩ thuật được khâu lại sao cho bentonit nằm kẹp ở trong chúng. Vật liệu tổng hợp vận hành tốt hơn loại chỉ có một thành phần (Daniel và Koerner, 1993). Về cơ bản, vật liệu tổng hợp địa kĩ thuật cho sức kháng nứt tăng lên khi lún không đều và các chu kì làm ướt/làm khô và đóng băng và tan băng. Vật liệu sét nở khi tiếp xúc với nước làm cho hệ số thấm thấp. Nó cũng làm cho vật liệu tổng hợp có khả năng giảm mức độ ô nhiễm.

Bảng 12.4. Các hợp chất cơ bản của hỗn hợp màng polyme lớp lót (theo Haxo et al., 1985)

Thành phần	Kết hợp các loại hợp chất, phần theo trọng lượng		
	Liên kết ngang	Nhiệt dẻo	Kết tinh
Polyme hay hợp kim	100	100	100
Dầu mỏ hay chất dẻo	5 - 40	5 - 55	0 - 10
Vật liệu làm đầy:			
Cacbon đen	5 - 40	5 - 40	2 - 5
Vô cơ	5 - 40	5 - 40	-
Chất chống sự phân giải	1 - 2	1	1
Hệ liên kết ngang			
Vô cơ	5 - 9	*	-
Sunphua	5 - 9	-	-

* *Hệ bảo dưỡng vô cơ mà có các liên kết ngang theo thời gian được hợp nhất trong các CSPE làm lớp lót.*

12.3.5. Các vật liệu chặn khác

Các vật liệu khác dùng trong các cơ cấu của hệ chứa chất thải khác nhau gồm có bêtông Porland, bùn của máy nghiền giấy (Moo-Young và Zimme, 1995), tro bay bốc cháy của than (Sarsby và Finch, 1995, Fleming và Inyang, 1995); đá vôi (Artiola và Fuller, 1980), xỉ (Khera, 1995); và bentonit hữu cơ (Smith và Li, 1995). Evans et al. (1990) đã tổng kết các kinh nghiệm dùng zeolit, đất sét cải biến hữu cơ, tro bay, bentonit và đất sét tự nhiên trong các lớp lót composit cho công trình chứa chất thải.

12.4. CÁC CƠ CẤU LÀM GIẢM GIÁ TRỊ VẬT LIỆU

Điều quan trọng là phân biệt sự giảm giá trị vật liệu phụ thuộc vào độ bền vững của nó nằm trong các yếu tố khác và sự giảm giá trị của hệ chứa tạo bởi vật liệu. Việc phân tích sự giảm giá trị vật liệu tập trung vào các đặc trưng lí hoá của vật liệu và chúng biến đổi theo thời gian để phản ứng với các điều kiện của môi trường như thế nào. Kích thước thành phần tạo bởi vật liệu và cơ cấu tổng thể của hệ chứa thường không được đưa vào các biểu thức độ bền vững hay sự giảm giá trị vật liệu. Sự giảm giá trị hay sự phân huỷ hệ bao trùm cả ổn định vật liệu và những tương tác trong các thành phần của toàn bộ hệ. Điều này yêu cầu xem xét các kích thước thành phần cũng như cơ cấu hệ.

Hiện tượng giảm giá trị tự nhiên của các vật liệu chắn có thể được chia thành hai nhóm chính. Một số hiện tượng có thể được tăng nhanh hơn bởi sự tăng thêm của các hiện tượng khác trong cùng nhóm hay từ nhóm khác.

12.4.1. Các tương tác lí hoá

Các tương tác lí hoá là các quá trình tương đối chậm, chúng có thể gây ra phân huỷ liên tục của các vật liệu. Các tương tác lí hoá có ý nghĩa nhất được đề cập vắn tắt ở dưới đây.

Sự kết bông của các vật liệu chắn

Vì cấu trúc của lớp chắn đất sét đầm chặt có thể biến đổi trong phản ứng khi tiếp xúc các chất ô nhiễm. Như thấy ở hình 12.7, đất sét thường biểu hiện cấu trúc phân tán khi có là độ ẩm tốt nhất. Tương tác tiếp theo với các chất ô nhiễm nguyên hay được hoà tan có nồng độ thích hợp có thể kết bông đất sét như thấy trong hình 12.7. Nếu kết bông xảy ra, hệ số thấm thẳng đứng thường tăng lên. Sự kết bông được giải thích thông thường nhất theo lí thuyết Gouy - Chapman, bề dày của lớp kép bao quanh mỗi hạt sét được tính theo phương trình:

$$t_d = \left[\frac{\epsilon kT}{8\pi n_o c^2 v^2} \right]^{1/2} \qquad (12\text{-}7)$$

Trong đó: t_d - bề dày lớp kép;

ϵ - hằng số không dẫn điện của chất lỏng thấm;

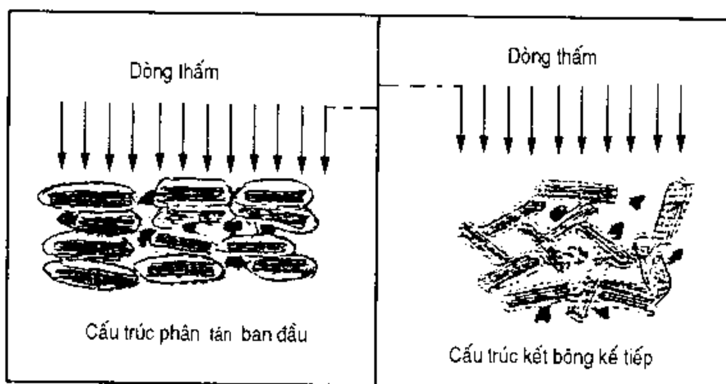
k - hằng số Boltzmann;

T - nhiệt độ tuyệt đối;

n_o - nồng độ ion;

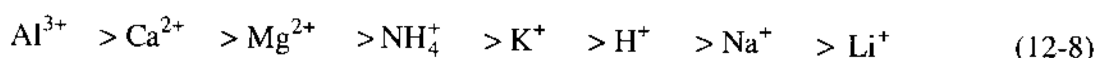
c - điện tích đơn vị;

v - hoá trị cation tại các vị trí trao đổi trên đất sét.



Hình 12.7: *Sơ đồ biến đổi cấu trúc trong lớp chắn sét do thay đổi cấu trúc và tính chất hoá học (Kargbo et al., 1993)*

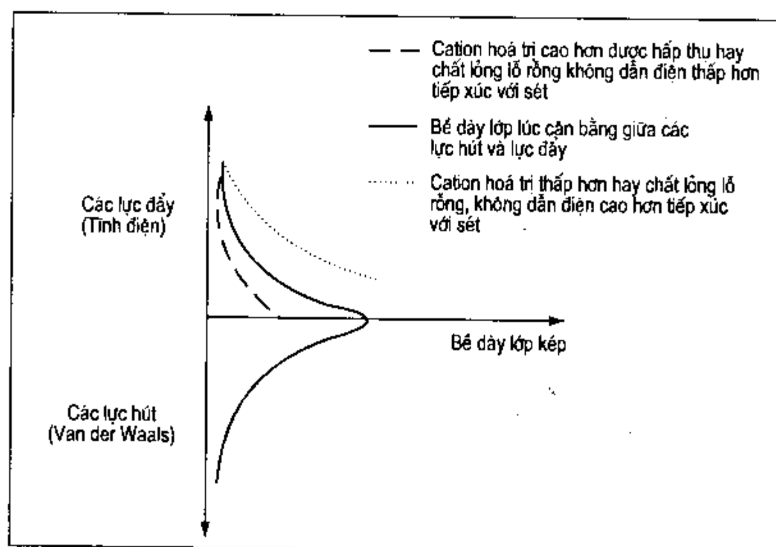
Xem xét phương trình (12-7) ta thấy là sự thay thế Na^+, thường chiếm phần lớn các vị trí trao đổi trong hầu hết vật liệu chắn phổ biến nhất (bentonit), bằng một cation có hoá trị cao hơn sẽ làm giảm bề dày lớp kép. Như mô tả trong hình 12.8, tác động thực của cation trao đổi này là giảm các lực đẩy ở giữa các tấm sét sao cho các lực hút (chủ yếu là lực Van der Waals) vượt các lực đẩy. Sự hấp dẫn ngẫu nhiên tạo ra sự phân bố lại kích cỡ lỗ rỗng, từ lỗ rỗng nhỏ hơn thành lỗ rỗng lớn hơn. Hệ số thấm thẳng đứng tăng tới mức của hệ số thấm nằm ngang. Sự thay thế chất lỏng lỗ rỗng ban đầu bằng các chất hữu cơ tập trung hay các chất hữu cơ pha nước cũng gây ra kết bông. Trong trường hợp này, yếu tố nguyên nhân (tác nhân) là giảm hằng số không dẫn điện $\in$ làm cho độ lớn t_d thấp hơn. Nước sạch có hằng số không dẫn điện ở 20°C là 80. Các hằng số không dẫn điện của một số vật chất hữu cơ phổ biến cho trong bảng 12.5. Với các chất vô cơ trật tự trao đổi theo các nhóm lí hoá, trong đó tiêu chuẩn thứ nhất là hoá trị cao hơn và tiêu chuẩn thứ hai là bán kính ion lớn hơn (khi cùng hoá trị). Vì thế trật tự thay thế cho các ion phổ biến là:



$$Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > NH_4^+ > K^+ > H^+ > Na^+ > Li^+ \quad (12\text{-}8)$$

0,57 1,06 0,78 - 1,33 - 0,97 0,7

Các số viết ở dưới các cation biểu thị kích thước ion bằng Å.



Hình 12.8: Ảnh hưởng của hoá trị cation và hằng số không dẫn điện chất lỏng đến các tương tác các tấm sét (Kargbo et al., 1993)

Bảng 12.5. Hằng số không dẫn điện của một số vật liệu

Vật chất	Hằng số không dẫn điện tại 20°	Tham khảo
Nước	78 - 81	
Benzen (C_6H_6)	2,284	Abdul et al. (1990)
Nitrobenzen	34,82	"
Tuolen	2,438	"
Trichlo roethylen	3,40	"
p-Xylen	2,27	"
Heptan	1,905	Abdul et al. (1991)
Dioxan	2,2	"
Axeton	20,7	"
Anilin	6,89	"
Methanol	32,63	"
Ethanol	24,30	"
Phenol	9,78	"
Ethylen glycol	37,0	"
Axit axetic	6,16	"
Chloroform	4,8	Murray và Quirk (1982)
t-butanol	12,7	"
Nitromethan	37,0	"
n-Hexan	1,9	"
Isopropanol	18,3	Fernandez và Quigley (1985)
Pha rắn đất	2 - 4	Selig và Mansukhani "1975)

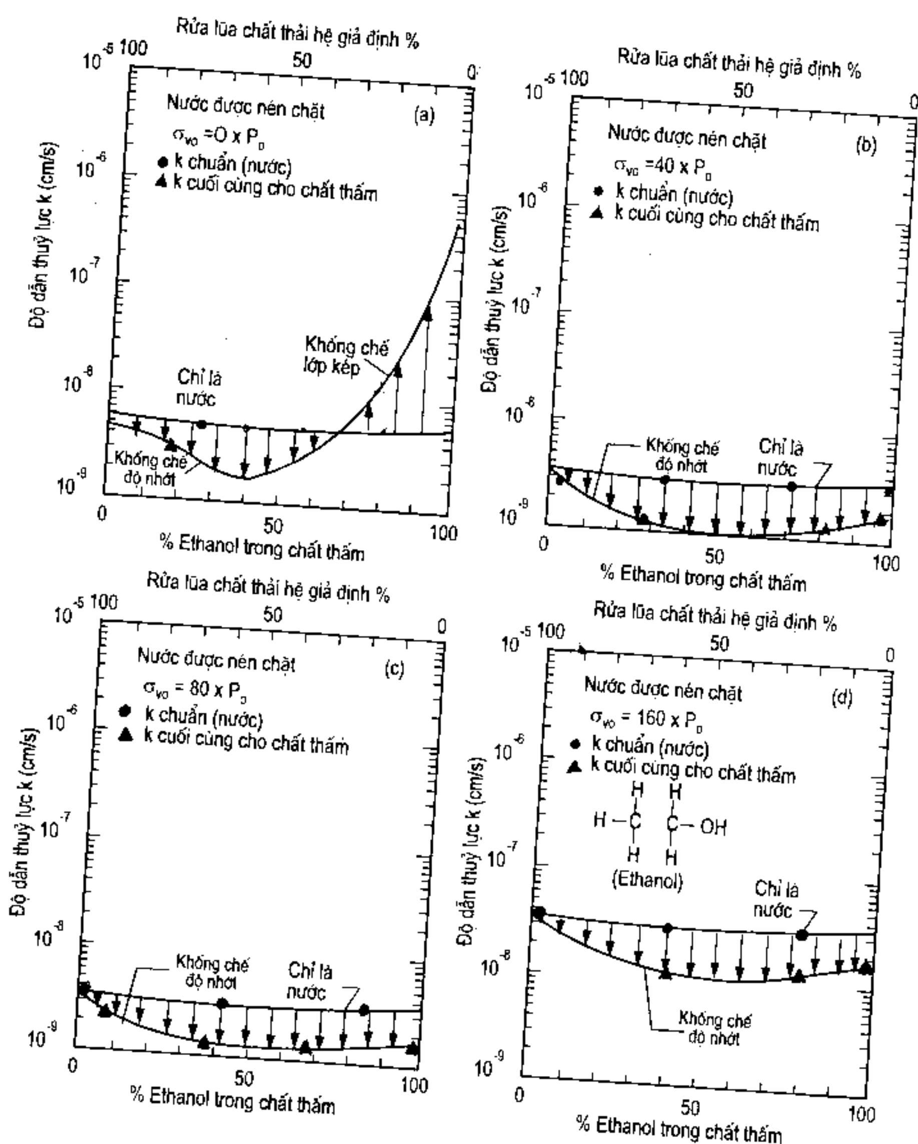
Bảng 12.6 cho thấy các biến đổi hệ số thấm đất sét sau khi chất lỏng thấm bằng chất thấm có chứa các vật chất vô cơ hoà tan. Mitchell và Madsen (1987), Bowders (1985), Evans et al. (1985) và Uppot và Stephenson (1988) đã công bố các kết quả thí nghiệm cho chất lỏng chặn được thay bằng chất thấm hữu cơ. Tuy nhiên, cần phải ghi nhớ là ứng suất hiệu quả vào khoảng 40kPa hay lớn hơn có thể triệt hạ sự kết bông của lớp chắn sét do các chất thấm xâm phạm. Fernander và Quigley (1991) đã khảo sát sự tương tác của hỗn hợp chất rửa lũa chất thải rắn thành phố và ethanol với đất sét ẩm không chịu ứng suất và chịu ứng suất trước. Như thấy kết quả trong hình 12.9, ứng suất hiệu quả lớn hơn 40kPa chống lại sự tăng độ dẫn thuỷ lực.

Bảng 12.6. Tỉ số hệ số thấm cuối cùng với ban đầu của đất sét và các vật liệu chứa sét theo sự thay thế chất lỏng lỗ rỗng bằng các vô cơ

Chất gây ô nhiễm	Nồng độ	Tỉ số tăng	Vật liệu	Tham khảo
Muối				
NaCl	5,85%	2,8	Bentonit	Pavilonsky (1985)
NaCl	% cao	1,8 - 2,7	Bentonit	D'Appolonia (1982)
CaCl	11,1%	4,7	Bentonit	Pavilonsky (1985)
Ca^{2+} và Mg^{2+} nói chung	10.000ppm	2,9 - 3,2	Bentonit	D'Appolonia (1982)
$FeCl_3$	500 mg/l	1,5 - 2,0	Đất sét: PI = 17 - 28	Peirce et al. (1987)
$Ni(NO_3)_2$	50 mg/l	1,0 - 1,3	Đất sét: PI = 17 - 28	Peirce et al. (1987)
$Ni(NO_3)_2$	500 mg/l	1,5 - 3,0	Đất sét: PI = 17 - 28	Peirce et al. (1987)
NH_4NO_3	10.000 ppm	1,8 - 2,7	Bentonit	D'Appolonia (1982)
Bazơ				
NaOH	0,4%	1,3	Á sét: PI = 10	Pavilonsky (1985)
NaOH	0,4%	1,4	Bentonit	Pavilonsky (1985)
NaOH	1,0%	< 5	S-B đắp lại	D'Appolonia (1982)
NaOH	4,0%	302	Á sét: PI = 10	Pavilonsky (1985)
NaOH	5,0%	2 - 5	S-B đắp lại	D'Appolonia (1982)
$Ca(OH)_2$	1,0%	2 - 5	S-B đắp lại	D'Appolonia (1982)
Bazơ mạnh	pH > 11	> 5	S-B đắp lại	D'Appolonia (1982)
Bazơ yếu	pH < 11	< 5	S-B đắp lại	D'Appolonia (1982)

Sự hoà tan của đất chặn

Đất chặn chủ yếu tạo bởi các allumo silicát (đất sét) và silic (cát và bụi). Silic bị hoà tan trong các dung dịch có độ kiềm cao. Các axit mạnh có thể tấn công cấu trúc của các khoáng vật sét. Ví dụ, Park và Davis (1945) đã tiến hành các thực nghiệm, trong đó các khoáng vật sét bị sôi trong axit tạo ra độ hoà tan 3%, 11% và 33% cho kaolinit, ilít và monmorilonit tương ứng. Các thí nghiệm do Grubbs et al. (1972) tiến hành cho thấy sự tiêm nhập chất thải axit vào trong khoáng vật sét thì hoà tan hay biến đổi hoàn toàn chúng. Tác động thực của sự hoà tan khoáng vật là loại bỏ vật liệu từ vách các lỗ rỗng bên trong của hệ đầm chặt. Tốc độ hoà tan của vật liệu đất rất thấp. Vì thế, các vật liệu chắn cần thời gian tồn tại rất dài của chất lỏng ăn mòn để sự hoà tan đáng được quan tâm.

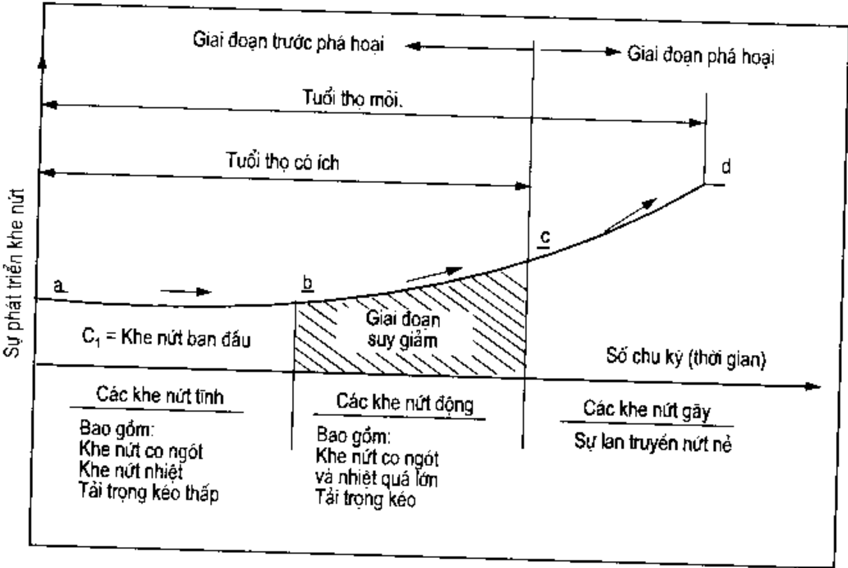


Hình 12.9: *Độ dẫn thuỷ lực của đất sét đầm chặt được hỗn hợp chất rửa lũa của chất thải rắn thành phố - ethanol thấm kế tiếp đất sét ẩm chịu ứng suất trước tại các mức ứng suất hiệu quả thẳng đứng khác nhau (Fernandez và Quigley, 1991)*

Nứt nẻ của vật liệu chắn được làm chặt

Nứt nẻ có thể do nhiều hiện tượng tạo ứng suất khác nhau gây ra. Các hiện tượng đó bao gồm: làm khô, các chu kì làm nóng và lạnh, ẩm và khô, đóng băng và tan băng, địa tĩnh và động đất, và ngay cả các tấn công hoá học. Khuynh hướng vật liệu chắn bị nứt cao hơn khi ở gần mặt đất, ở đây gradien nhiệt, độ ẩm và các gradien khác có độ lớn và tần số cao hơn. Fang (1994) đã đưa ra sơ đồ phân bố theo thời gian của các dạng khe nứt khác nhau trong địa môi trường. Như thấy trong hình 12.10, sơ đồ nhận ra độ co ngót, gia tải nhiệt và các gia tải như là các nhóm ứng suất ban đầu tạo ra các khe nứt. Trong

giai đoạn trung gian được gọi là giai đoạn phân huỷ, các khe nứt phát triển mạnh mẽ. Khe nứt phát triển theo hàm mũ, vì thế một giai đoạn tạo khe nứt giới hạn xác định thời gian hữu ích của vật liệu hay của hệ sớm nhận được. Ở ngoài giai đoạn này, vật liệu xem như ở giai đoạn phá hoại. Trong các vùng lạnh, các khe nứt ban đầu và mở rộng trong các vật liệu chắn là do các chu kì đóng băng/tan băng. Hình 12.11 cho thấy các ảnh hưởng của các chu kì đóng băng/tan băng đến hệ số thấm của bốn đất sét đầm chặt. Hệ số thấm có xu hướng tăng nhanh trong các chu kì 1 - 4 đầu tiên. Do vậy, sự tăng hệ số thấm thì có ý nghĩa nhỏ. Hiển nhiên là các thay đổi kết cấu đất thì khó đạt được hơn sau khi tiến hành bịt kín các lỗ rỗng lớn hơn.



Hình 12.10: *Sơ đồ biểu thị quan hệ khe nứt - thời gian tại các giai đoạn nứt nẻ khác nhau (theo Fang, 1994)*

Phá hoại mái dốc xuất lộ do từ biến

Một số hệ chứa chất thải như bãi rác và các hố chất thải có các thành phần xuất lộ mái dốc. Phải lưu ý độ tin cậy của các mái dốc như thế. Độ tin cậy của mái dốc bải rác hay thành phần bất kì phải khác độ tin cậy của toàn bộ bãi rác (một hệ phức hợp). Do vật liệu tạo mái dốc giảm giá trị, đất có thể biến dạng liên tục dưới trọng lượng bản thân hay các ứng suất tác dụng cho đến khi mái dốc phá hoại.

Với các hệ lớp phủ, độ bền nén nở hông là thông số độ bền phổ biến nhất dùng khi đánh giá sự vận hành của vật liệu đất. Casagrande và Wilson (1951) đã tiến hành thí nghiệm lưu biến, như là một phát triển sớm trong cơ học đất, để đánh giá độ bền nén nở hông lâu dài của đất sét và phiến thạch sét tại độ ẩm không đổi. Nói chung, có thể dùng phương trình sau đây để biểu thị tốc độ giảm độ bền theo thời gian trong các thí nghiệm của họ:

$$\sigma_t = \sigma_a - \sigma_o \log\frac{t}{t_a} = \sigma_a\left(1 - \rho_a \lg\frac{t}{t_a}\right) \quad (12\text{-}9)$$

Trong đó: σ_t - độ bền nở hông của đất bão hoà (F/L^2);

σ_o - độ bền giảm cho log chu kì thời gian (F/L^2);

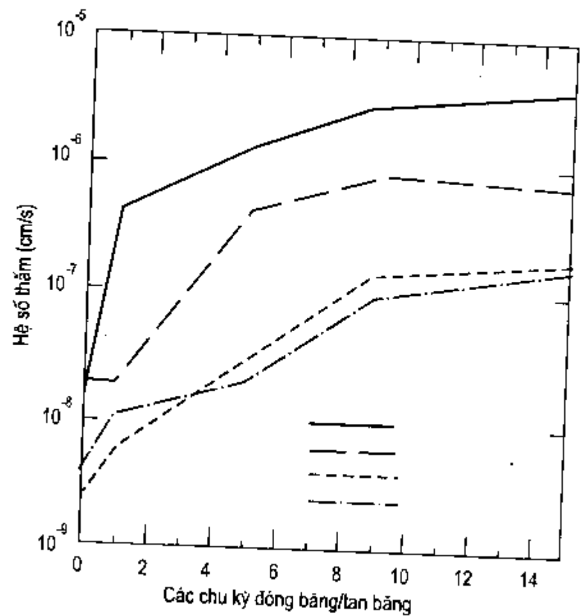
ρ_a - hệ số lưu biến giảm độ bền = σ_o/σ_a (phân số không thứ nguyên);

σ_a - độ bền chuẩn (nhóm ban đầu) (F/L^2);

t_a - thời gian chuẩn (nhóm ban đầu) (T);

t - thời gian trong tương lai tìm độ bền (T).

Nếu ta cố định tại 1000 phút, đường bao độ lớn σ_a vào khoảng 0,05 - 0,15. Liên quan chặt chẽ với sự giảm giá trị của các mái dốc lớp phủ của các hệ chứa là khả năng tăng lên của các phá hoại mặt phân cách khi độ ẩm tích luỹ và thoát nước xuống dưới tại mặt phân cách vật liệu/tấm polyme. Ảnh hưởng bôi trơn cũng làm giảm ma sát giữa các mặt tới mức các phần của lớp phủ phá hoại.



Hình 12.11: Tóm tắt các kết quả thí nghiệm thấm đóng băng/tan băng cho bốn đất sét được đầm chặt (Chamberlain et al., 1990)

Sự giảm giá trị của các vật liệu polyme

Khi xuất lộ vật liệu polyme sẽ chịu ánh sáng mặt trời (bức xạ cực tím), các hoá chất, nhiệt độ cao và các chu kì của các ứng suất này và các ứng suất khác có thể làm giảm độ bền và tạo ra các lòng dẫn trong các vật liệu polyme. Thường dùng mô hình dạng Arhenius để đánh giá hằng số tốc độ cho sự giảm giá trị của vật liệu polyme theo số liệu từ các thí nghiệm hoá già tăng nhanh cơ sở trong phòng. Các quá trình tấn công hoá học mức phân tử có ý nghĩa nhất lên các màng địa kĩ thuật (Koerner và Richardson, 1987) là phá vỡ liên kết cacbon - cacbon (sự trao đổi); phá vỡ các liên kết cacbon - không cacbon trong pha giả hình (sự phân li trong dung môi); mất các điện tử tới oxy bởi các thành phần phân tử của vật liệu polyme (sự oxi hoá); và sự hoà tan của polyme, thường tới trước là sự trương nở.

Sự oxi hoá polyme được tăng cường bởi sự phóng thích gốc hoá học. Như Koerner et al. (1990) giải thích, gốc hoá học có thể kết hợp với oxi để hình thành gốc hydroperoxy,

nó đi ngang cấu trúc phân tử của polyme và phản ứng với các đơn vị khác. Nhiều gốc hoá trị được phóng thích sao cho các phản ứng oxi hoá được tăng cùng. Phản ứng dây truyền này được biểu thị bằng các phương trình sau đây:



$$R^{\bullet} + O_2 \rightarrow ROO^{\bullet} \qquad (12\text{-}10)$$



$$ROO^{\bullet} + RH \rightarrow ROOH + R^{\bullet} \qquad (12\text{-}11)$$

Trong đó:

$R^{\bullet}$ - gốc hoá học;

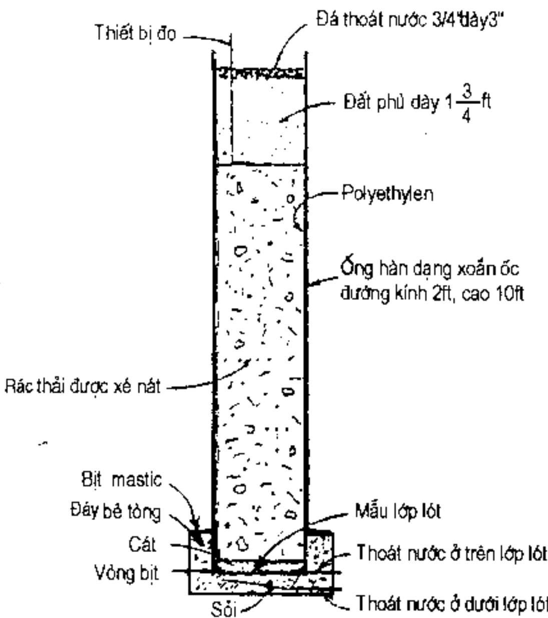
$ROO^{\bullet}$ - gốc hoá học hydroperoxy;

RH - chuỗi polyme;

ROOH - chuỗi polyme được oxy hoá.

Sự thêm các chất phụ gia chống oxi hoá cho màng địa kĩ thuật có thể làm giảm nguy hại oxi hoá bởi phản ứng với các gốc hoá học và loại trừ chúng như là vật chất ngao du tự do.

Khi dùng sự mô phỏng bãi rác như ở hình 12.12, các ảnh hưởng của chất rửa lũa bãi rác tạo ra bởi lượng ngấm được khống chế là 25 in/năm đến sự trương nở của một số vật liệu polyme làm lớp đệm đã được đánh giá. Các kết quả nhận được từ các thí nghiệm này được thấy trong bảng 12.7. Trong thí nghiệm các vật liệu polyme, polyethylen được chloro sunfonat hoá thì trương nở mạnh nhất. Dĩ nhiên, nhóm số liệu quan trọng nhất trong thí nghiệm này là sự suy giảm độ bền sau khi xuất lộ. Thông tin này được tóm tắt trong bảng 12.8. Bảng 12.9 cho biết thành phần hoá học chất rửa lũa khi vật liệu xuất lộ.



Hình 12.12: Mô phỏng sự rửa lũa của bãi thải do các vật liệu polyme xuất lộ

Bảng 12.7. Trương nở của các màng lót khi tiếp xúc với chất rửa lũa của bãi rác thải (Trọng lượng tăng, %) (theo Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1980)

Màng lót	Trong bãi rác thải 12 tháng		Ngập trong chất thải rửa lũa	
	Các mẫu đầu tiên	Các mẫu chôn vùi	8 tháng	19 tháng
Cao su butyl	2,0	1,8	1,4	2,6
Polyethylen được chlorinat hoá	6,8	9,0	7,9	14,4

Bảng 12.7 (tiếp theo)

Màng lót	Trong bãi rác thải 12 tháng		Ngập trong chất thải rửa lũa	
	Các mẫu đầu tiên	Các mẫu chôn vùi	8 tháng	19 tháng
Polyethylen được	-	20,0	18,6	22,8
chloro sunfonat hóa	12,8	13,6	12,1	14,9
Cao su propylen ethylen	5,5	6,0	2,9	3,8
Polybutylen	-	0,3	0,2	0,7
Polyethylen	0,02	0,3	0	0,2
Chlorid polyvinyl	-	5,0	2,4	4,4
	3,6	3,3	2,3	4,4
	-	0,8	0,9	1,9

Bảng12.8. Sự giảm môđun của các vật liệu polyme làm màng lót để ngập trong chất rửa lũa của bãi rác thải (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1980)

Polyme	Lớp lót số...	S-200, psi			Giảm giá trị ban đầu, %	
		Không xuất lộ	8 tháng	19 tháng	8 tháng	19 tháng
Cao su butyl	44	685	590	620	86	90
Polyethylen được	12	1330	1130	1190	89	89
chlorinat hoá	38	1205	1070	1090	89	90
	86	810	790	860	98	106
Polyethylen được	3	735	395	335	54	46
chloro sulfonat hoá	0*	1550	1775	2070	114	134
	85	1770	1360	1920	77	108
Polyolefin có chất đàn hồi	36	970	1005	1050	104	109
Cao su propylen	8	690	870	860	126	124
ethylen	18	760	740	830	110	109
	83*	845	905	900	107	107
	91	855	775	790	91	92
	41	1040	1305	1030	100	99
Neopren	9	1235	975	950	79	77
	37	1635	1630	1640	100	100
	42**	-	-	-	-	-
	90	1190	1245	1350	105	114

Bảng 12.8 (tiếp theo)

Polyme	Lớp lót số...	S-200, psi			Giảm giá trị ban đầu, %	
		Không xuất lộ	8 tháng	19 tháng	8 tháng	19 tháng
Polybutylen	98	3120	3160	3150	101	101
Polyeste elastomer	75	2735	2790	2670	102	98
Polyethylen	21	1260	1340	1285	106	102
Polyvinyl chlorid	11	2120	1845	1805	87	85
	17	1965	1570	1640	80	84
	19	1740	1545	1645	89	94
	40	1720	1560	1570	91	91
	67	1700	1570	1780	92	105
	88	2400	1900	2105	79	88
	89	2455	2370	2330	96	95
Polyvinyl chlorid + hắc ín***	52	1020	870	880	85	86

* *Trung bình của ứng suất tại độ kéo dài 200% (S-200) được đo trong máy và các hướng ngang.*

** *Cốt vải.*

*** *Giá trị S-100 cho các mẫu nguyên thuỷ và lộ ra tiếp theo bị phá hoại tại độ kéo nhỏ hơn 200%.*

Bảng 12.9. Thành phần hoá học của chất rửa lũa dùng để thí nghiệm các vật liệu màng polyme (Hội Bảo vệ môi trường Mỹ, 1980)*

Thí nghiệm	Giá trị
Tổng độ, rắn, %	3,31
Các chất rắn bốc hơi, %	1,95
Các chất rắn không bốc hơi, %	1,36
Yêu cầu oxi hoá học (COD), g/l	45,9
pH	5,05
Tổng axit bốc hơi (TVA), g/l	24,33
Axit hữu cơ, g/l	
Axetic	11,25
Propionic	2,87
Isobutyric	0,81
Butyric	6,93

* *Tại cuối năm vận hành đầu tiên khi nhóm đầu tiên của các mẫu lớp lót được phục hồi.*

12.4.2. Các hiện tượng đột biến (hiểm hoạ)

Các hiện tượng đột biến như động đất, lụt lội,(cho các kho trữ chất thải hạt nhân) quả đất nóng lên có thể có tác động lớn đến sự giảm giá trị các vật liệu làm dải chắn chất thải. Khung thời gian xem xét càng dài thì xác suất xảy ra các hiện tượng đột biến càng cao hơn. Phương trình (12.12) cho thấy quan hệ giữa xác suất xảy ra một hiện tượng nguy hại có độ lớn xác định trong một đơn vị thời gian đã cho và khoảng thời gian trung bình ở trong các hiện tượng như thế:

$$P_s = \frac{1}{T_r} \tag{12-12}$$

Trong đó:

P_s - xác suất diễn ra của một hiện tượng nguy hại có độ lớn xác định trong một khoảng thời gian đơn vị (ví dụ: 1 năm);

T_r - khoảng thời gian trở lại trung bình (thời kì xuất hiện lại) của hiện tượng đột biến có cùng độ lớn.

Ngoài ra:

$$P_n = 1 - (1 - P_s)^n \tag{12-13}$$

Trong đó:

P_n - xác suất diễn ra của hiện tượng xác định trong khoảng thời gian quy định;

n - khoảng thời gian quy định tiến hành phân tích.

Như đã thảo luận trong mục 12.1 và 12.2, hầu hết hệ chứa tạo bởi nhiều thành phần mỗi bộ phận thích ứng mức độ ứng suất khác nhau do các hiện tượng đột biến tác dụng. Vì thế, biểu thức cho hệ phức hợp phải tính đến bản chất hợp chất của hệ và khả năng phá hoại có điều kiện của mỗi thành phần. Biểu thức chung thích hợp cho trường hợp mà sự phá hoại của một thành phần là ngang bằng với phá hoại của hệ được cho bởi phương trình (12-14):

$$P_c = P_n\left[P(f/o)_a + P(f/o)_b ... P(f/o)_k\right] \tag{12-14}$$

Trong đó:

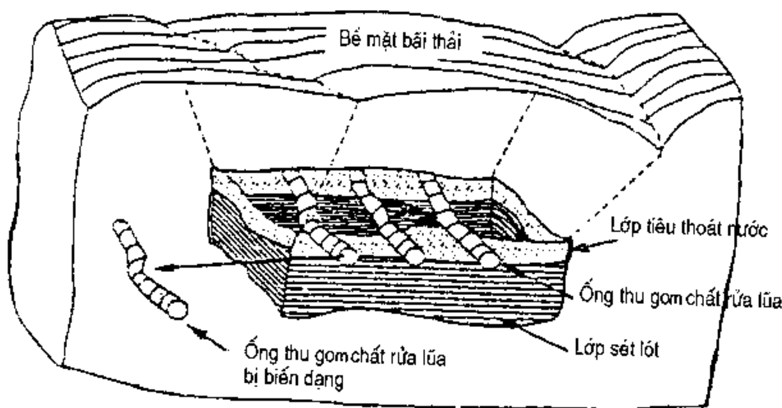
P_c - xác suất phá hoại của một hệ chứa mà hiện tượng đột biến thiết kế có xác suất P_n diễn ra trong khoảng thời gian xem xét;

P(f/o) - xác suất có điều kiện mà thành phần riêng thứ i của hệ sẽ bị phá hoại, diễn ra trong hiện tượng đột biến thiết kế (i = a, b, ... k).

Có thể nhận T_r theo số liệu lịch sử chẳng hạn các báo cáo cường độ chấn động và lịch sử lũ lụt. Ví dụ, Bollinger (1976) đã quan sát là với cường độ động đất biến đổi từ cấp 5 đến cấp 8 tại Tây Nam nước Mỹ, có thể dùng biểu thức (12-15) để tính T_r. Rõ ràng, phương trình này giống như tất cả các phương trình quan hệ có thể cần cập nhật là do khi diễn ra nhiều trận động đất hơn thì quan hệ tương quan có thể thay đổi:

$$\lg(1/T_r) = 3{,}01 - 0{,}59 I_o \tag{12-15}$$

Trong đó: I_o - cường độ động đất và T_r - đã được định nghĩa trước đây, được đo bằng năm. Việc tính P (f/o) chỉ các hệ thực đòi hỏi độ ổn định hay phân tích dòng chất lỏng cho mỗi thành phần của hệ. Các phương pháp cho các phân tích như thế được trình bày chi tiết trong chương 11 của cuốn sách này và chi tiết hơn trong các giáo trình địa kĩ thuật truyền thống. Việc xác định trạng thái phá hoại cho một thành phần của hệ [nó là một yêu cầu để định lượng P (f/o)i] có khuynh hướng gây lúng túng do sự phá hoại chức năng và sự phá hoại kết cấu có thể không diễn ra đồng thời, ít nhất lúc ban đầu. Một ví dụ của sự phát triển các vết nứt trong hệ chứa do hiện tượng đột biến được mô tả trong hình 12.13 (Inyang, 1992) cho bãi chứa rác chịu tác động của lực chấn động. Sự hình thành các vết nứt có thể tạo ra trong dao động của vật liệu chặn bị xói lở.



Hình 12.13: *Mô tả sự biến dạng các thành phần một bãi chứa rác thải do các hoạt động chấn động (Inyang, 1992)*

12.5. CÁC KĨ THUẬT GIÁM SÁT SỰ VẬN HÀNH CỦA HỆ

Các kĩ thuật giám sát hệ chứa chất thải được phân chia trên cơ sở kĩ thuật hay phương pháp. Các ưu điểm của mỗi kĩ thuật giám sát được tóm tắt trong bảng 12.10. Có ba loại phương pháp để giám sát sự vận hành của hệ chứa: giám sát sự toàn vẹn bên ngoài dải chắn, giám sát thấm của dải chắn, và giám sát chức năng.

Bảng 12.10. Các áp dụng chung các kĩ thuật giám sát hệ chứa chất thải

Phương pháp giám sát dải chắn	Phương pháp giám sát				
	Lưới giếng	Phương pháp địa vật lí	Các phương pháp điện hoá	Các phương pháp cơ học và điện hoá	Các phương pháp điện
1. Giám sát sự toàn vẹn dải chắn	U	G	R	C	G
2. Giám sát thấm dải chắn	U	R	G	R	C
3. Giám sát bên ngoài	C	G	G	R	G

Chú giải: C - thông thường; G - dòng phổ biến; R - ít dùng; U - không thích hợp.

Các phương pháp này bao gồm một vài kĩ thuật riêng, một số chúng có thể không cần phù hợp trong ba nhóm này.

Trong khi giám sát nguyên vẹn của dải chắn, mục đích là phát hiện biến dạng dư của các thành phần hệ chắn hay các khe nứt có thể là các kênh dẫn cho nước hoặc các chất ô nhiễm. Trong bảng 12.10, các ví dụ của sự giám sát tính nguyên vẹn của dải chắn được lập danh sách bằng các số 1, 2 và 3. Việc giám sát thấm của dải chắn tập trung vào sự phát hiện các chất ô nhiễm và độ ẩm và đo lưu lượng dòng thấm qua các thành phần cơ bản của hệ. Loại giám sát này liên quan chặt chẽ với việc đánh giá sự vận hành của các thành phần riêng của hệ chắn được thiết kế.

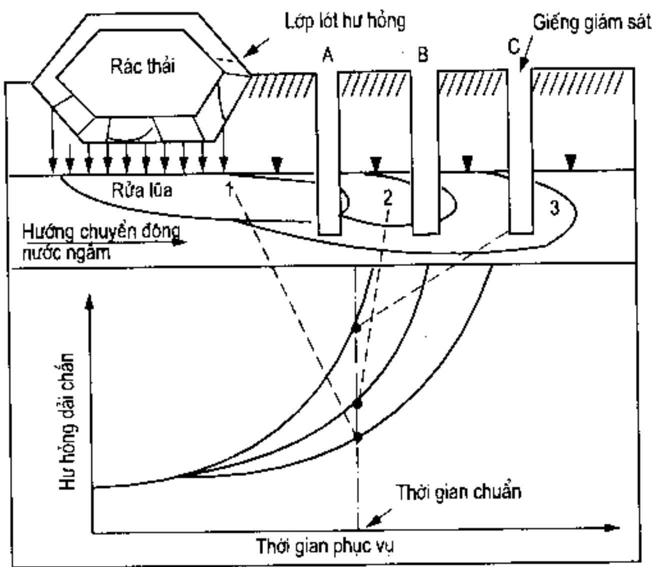
Trong bảng 12.11, các ví dụ về sự giám sát thấm của dải chắn được đánh bằng các số 4, 5, 7 và 8. Việc giám sát bên ngoài được tiến hành để đánh giá phạm vi mà toàn hệ chứa đáp ứng toàn bộ chức năng thiết kế của nó nhằm giảm tối thiểu sự phóng thích các chất ô nhiễm từ hệ chứa vào môi trường xung quanh. Như biểu thị trong bảng 12.10, các lưới giếng, phương pháp địa vật lí, cảm biến điện hoá và cảm biến điện có thể được dùng khi giám sát bên ngoài. Chi tiết kĩ thuật này người đọc có thể tham khảo Inyang et al. (1995) và các công bố khác như của Hội Bảo vệ môi trường Mỹ (1991, 1993a, 1993b) và Walther at el. (1986). Các ví dụ 6 và 9 của bảng 12.11 nằm trong phương pháp giám sát bên ngoài. Trong hình 12.14 là sơ đồ giám sát bên ngoài phổ biến bằng cánh sử dụng các giếng nước ngầm. Phạm vi di chuyển của dải ô nhiễm tỉ lệ thuận với tốc độ giảm giá trị của lớp lót đã mô tả. Với thời gian chuẩn trong hình 12.14, nếu tốc độ giảm giá trị dần dần nhất của lớp chắn theo ba đường cong, dải không thể phát hiện tại các giếng giám sát B và C. Cho cùng khung thời gian nếu tốc độ giảm giá trị dải chắn theo đường cong trên cùng, các chất ô nhiễm mục tiêu sẽ được phát hiện tại tất cả ba giếng mặc dù tại các nồng độ khác nhau.

Bảng 12.11. Các ví dụ về các kĩ thuật giám sát truyền thống và đổi mới cho các bài toán chứa chất thải riêng biệt

Bài toán chứa chất thải	Các kĩ thuật giám sát
1. Biến dạng và phá huỷ mái dốc lớp phủ	Máy đo độ dốc, các tấm kháng cắt điện và máy đo độ biến dạng dây rung
2. Biến dạng ngang của các tường thẳng đứng	Máy đo độ dốc bằng điện, máy đo độ biến dạng và máy đo độ nghiêng
3. Biến dạng dư và nứt nẻ của đất và lớp bêtông phủ	Neo Borros được gắn xi, máy đo độ dốc, bàn lún, máy đo khe nứt bằng điện, máy đo hội tụ, cảm biến sóng ngắn, phát hiện bằng thuốc nhuộm.
4. Ngấm quá mức của hệ lớp phủ	Máy đo biến dạng, các khối thạch cao, máy đo độ ẩm, các máy đo nơtron và áp kế trong các lớp phủ, máy đo vận tốc dòng thấm nhiệt điện trong các lớp tiêu thoát nước và các cảm biến độ ẩm sợi quang.

Bảng 12.6 (tiếp theo)

Bài toán chứa chất thải	Các kĩ thuật giám sát
5. Lỗ rỗng và đới thấm cao trong các dải chắn tự nhiên và nhân tạo	Khảo sát chấn động ngang qua hố, khảo sát rađa xuyên đất, chụp X-quang chấn động, khảo sát dựa trên sóng khúc xạ bề mặt, khảo sát khí đất, carôta nhiệt, thí nghiệm xuyên côn và phát hiện bằng thuốc nhuộm.
6. Di chuyển dải rửa lũa từ hệ chứa chất thải, và thu hút dải ô nhiễm bằng các tường dễ bị hoá chất tác dụng, thấm nước	Các cáp cảm biến điện hoá và công trình chứa sợi quang, khảo sát sức kháng điện và điện từ DC ở trên đất, khảo sát rađa xuyên đất, phát hiện bằng thuốc nhuộm và giám sát nước ngầm.
7. Dòng ô nhiễm qua đáy lớp chắn và các tường có độ dẫn thuỷ lực thấp	Các cáp cảm biến điện hoá và các cảm biến hoá học sợi - quang bên trong, thượng lưu và hạ lưu lớp chắn và các thí nghiệm bơm hút.
8. Rò rỉ trong các màng địa kĩ thuật và các mối nối tường cừ	Các hệ phát hiện rò rỉ điện và các hệ giám sát sợi quang cho các mối nối.
9. Dòng rửa lũa qua các tường dễ bị hoá chất tác dụng, thấm nước	Các cảm biến dòng nhiệt ở bên trong, thượng lưu và hạ lưu tường, các cảm biến điện hoá, cảm biến pH và Eh.



Hình 12.14: _Quan hệ giữa tốc độ giảm giá trị lớp chắn, phạm vi di chuyển của dải ô nhiễm và sự phát hiện dải tại các giếng giám sát_

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Alan E. Kenew (tiếng Anh) - Nguyễn Uyên, Trịnh Văn Cương, Phạm Mạnh Hà, Phạm Hữu Sy (dịch). *Địa chất học cho kĩ sư xây dựng và cán bộ kĩ thuật môi trường*. Nhà xuất bản Giáo dục. Hà Nội, 1998.

2. C. F. Fetter (tiếng Anh) - Nguyễn Uyên, Phan Thanh Hiền, Phạm Hữu Sy (dịch). *Địa chất thủy văn ứng dụng*. Nhà xuất bản Giáo dục. Hà Nội, 2000.

3. Tăng Văn Đoàn, Trần Đức Hạ. *Giáo trình kĩ thuật môi trường*. Nhà xuất bản Giáo dục. Hà Nội, 1995.

4. C. W. Fetter. *Contaminant Hydrogeoly*. Macmillan Publishing Company. New York, 1993.

5. Lakshmi N. Reddi; Hilary I. Inyang. *Geoenvironmental Engineering. Principles and applications*. Mercel Dekker, Inc. New York, 2000.

6. Nguyễn Uyên. *Địa chất thuỷ văn công trình*. Nhà xuất bản Xây dựng. Hà Nội, 2003.

7. Đỗ Hoan. *Thực trạng ô nhiễm môi trường nguồn đất và nước ở Việt Nam*. Báo cáo khoa học Hội nghị quốc tế về quản lý nguồn đất và nước, tháng 10.2001 tại Hà Nội, Việt Nam.

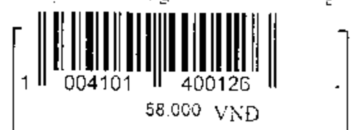
MỤC LỤC

KĨ THUẬT ĐỊA MÔI TRƯỜNG

Chịu trách nhiệm xuất bản:
BÙI HỮU HẠNH

Biên tập:	LƯƠNG XUÂN HỘI
Chế bản:	TRẦN KIM ANH
Sửa bản in:	XUÂN HỘI
	NGUYỄN UYÊN
Vẽ bìa:	NGUYỄN HỮU TÙNG

In 700 cuốn khổ 19 × 27cm, tại Xưởng in Nhà xuất bản Xây dựng. Giấy chấp nhận đăng kí kế hoạch xuất bản số 1773/XB-QLXB-9 ngày 15/12/2003. In xong nộp lưu chiểu tháng 8 năm 2004.



Giá :58.000đ